Deutscher Bundestag **Drucksache 14/6706**
14. Wahlperiode 16. 07. 2001

Unterrichtung
durch die Bundesregierung

Bericht der Bundesregierung zum Jahresgutachten 1999 des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU): „Welt im Wandel – Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre“

Inhaltsverzeichnis

Zugeleitet mit Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 13. Juli 2001.

I. Zusammenfassung

Der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU), der die Bundesregierung in ihrer Politik zur Bewahrung und Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen berät, hat mit seinem Jahresgutachten 1999 „Welt im Wandel – Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre“ eine von zahlreichen Hinweisen und Empfehlungen begleitete Analyse zum nachhaltigen Umgang mit der Biosphäre vorgelegt. Die Bundesregierung dankt dem WBGU für diese umfassende Arbeit und teilt die darin zum Ausdruck kommende generelle Einschätzung hinsichtlich der Bedeutung des Erhalts der Biosphäre. Die von der Bundesregierung in diesem Zusammenhang gesetzten Schwerpunkte in der nationalen und internationalen Politik stimmen in weiten Teilen mit den Empfehlungen des WBGU überein.

Im Einzelnen verfolgt die Bundesregierung auf der nationalen Ebene als zentrales Vorhaben die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes, das einen wirksamen Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt liefern soll. Auch die von der Bundesregierung eingeleitete Wende in der Agrarpolitik, die auf eine umwelt- und naturverträgliche Produktionsweise ausgerichtet ist, wird die nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen und damit den Schutz der Biosphäre in Deutschland maßgeblich unterstützen. Das Engagement der Bundesregierung innerhalb einer Vielzahl europäischer und internationaler Organisationen trägt zu einer aktiven Weiterentwicklung des weltweiten Umweltschutzes und des Zielgedankens der nachhaltigen Nutzung der Biosphäre bei. Die Förderung für naturwissenschaftliche Forschung zur Biodiversität wurde in den vergangenen Jahren von der Bundesregierung erheblich verstärkt. Auch im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit bildet die Problematik des Erhalts der biologischen Vielfalt einen Schwerpunkt zahlreicher Aktivitäten.

II. Einführung

Die Bundesregierung wird seit 1992 in ihrer Politik zur Erhaltung und Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen durch den „Wissenschaftlichen Beirat Globale Umweltveränderungen“ (WBGU) beraten und unterstützt. Zu diesem Zweck legt der Beirat zumindest jährlich Gutachten vor, in denen eine Situationsbeschreibung zu speziellen Themen der globalen Umweltveränderungen und ihrer Folgen gegeben, Art und Umfang möglicher Veränderungen dargestellt und eine Analyse der neuesten Forschungsergebnisse vorgenommen wird. Darüber hinaus werden konkrete Hinweise zur Vermeidung von Fehlentwicklungen und deren Beseitigung gegeben.

In seinem Jahresgutachten „Welt im Wandel – Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre“ stellt der WBGU die Erhaltung der Biosphäre in ihrem weltweiten Verbund als eine zentrale Aufgabe der internationalen Zusammenarbeit heraus. Tiere und Pflanzen, deren Lebensgemeinschaften und Lebensräume sind in ihrer Vielfalt die Garanten für die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes und bilden zugleich die Lebensgrundlage für alle Menschen. Der WBGU beschäftigt sich daher mit den Grundsätzen einer weltweiten Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biosphäre, deren Situation er in einer tiefen Krise sieht. Dieser Prozess sei so tiefgreifend, dass die generelle Fähigkeit der Lebenswelt, nach massiven Störungen ein komplexes Artengefüge wieder aufzubauen, für Millionen Jahre gefährdet sei. Die Strategie des Beirats für eine globale Biosphärenpolitik, die aufgrund ihrer Bezüge zu Klima und Bodenschutz über die klassische Biodiversitätspolitik hinausreicht, orientiert sich zunächst an den in jedem Fall zu vermeidenden und vermeidbaren Entwicklungen in der Biosphäre. Dazu hat der WBGU biologische Imperative, Leitplanken (Schadensgrenzen) und Leitlinien (Managementregeln) definiert.

Das interdisziplinär angelegte Gutachten enthält eine Fülle von Hinweisen und Empfehlungen für eine erfolgreiche nationale und vor allem internationale „Biosphärenpolitik“, in die nach Auffassung des WBGU möglichst viele Akteure und Institutionen einzubinden sind, da der Staat allein diese Aufgabe nicht bewältigen kann. Dabei geht es nicht nur um den Schutz der Gen-, Arten- und Ökosystemvielfalt, sondern auch um deren nachhaltige Nutzung.

Die Bundesregierung begrüßt, dass der Beirat die Problematik des immer schneller fortschreitenden Verlustes an Biodiversität thematisiert hat. Sie beobachtet mit großer Sorge den Verlust der genetischen Vielfalt, das Aussterben von Arten und ganzen Lebensgemeinschaften und die Belastung und Verarmung von Ökosystemen und Landschaften. Sie erkennt die Bedeutung des Schutzes der genetischen Ressourcen auch als Element einer vorsorgenden und nachhaltigen Landwirtschafts- und Ernährungspolitik. Mit der von der Bundesregierung eingeleiteten Wende in der Landwirtschaftspolitik wird die nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen ein größeres Gewicht bekommen. Durch die vorgesehene schrittweise Umschichtung der für die Agrarpolitik zur Verfügung stehenden Mittel in eine ökologischere Landbewirtschaftung und artgerechte Tierhaltung wird sich die Biodiversität in den landwirtschaftlich genutzten und in den angrenzenden Ökosystemen künftig deutlich verbessern.

III. Hinweise des Gutachtens und Umweltpolitik der Bundesregierung im Rahmen einer globalen Biosphärenpolitik

Nach Auffassung der Bundesregierung ist das Thema „Erhaltung der Biosphäre“ von vergleichbarer Bedeutung wie die Probleme der Klimaveränderung. National und international hat die Bundesregierung die Erhaltung der biologischen Vielfalt und besonders deren naturverträgliche Nutzung zu einem Schwerpunkt ihrer Politik gemacht. Die in diesem Zusammenhang unternommenen Initiativen stimmen in weiten Teilen mit den Empfehlungen des WBGU überein.

1. Nationale Ebene

National ist das zentrale Vorhaben die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes. Der Gesetzesentwurf für eine umfassende Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes wurde am 2. Februar 2001 mit Zustimmung der Bundesressorts zur Anhörung an Länder und Verbände versandt. Das geltende BNatSchG soll mit der anspruchsvollen Novelle komplett abgelöst werden. Das Naturschutzrecht soll grundlegend modernisiert und überarbeitet werden mit dem Ziel, einen zukunftsweisenden Naturschutz zu gewährleisten. Es wird die Agrarwende unterstützen und Impulse für eine umweltverträgliche Landwirtschaft geben. Die Novelle soll einen wirksamen Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt leisten, berücksichtigt wird in diesem Sinne das Artensterben bei Tieren und Pflanzen, die genetische Verarmung von Populationen sowie die Bedrohung der Vielfalt von Lebensräumen und Lebensgemeinschaften. Außerdem soll durch einen frühzeitigen Informationsaustausch mit Betroffenen und Interessierten die Akzeptanz des Naturschutzes und das Verständnis für konkrete Maßnahmen gestärkt werden. Eckpunkte der Novelle sind u. a.

– Ausrichtung der Zielbestimmung auf die Verantwortung für die zukünftigen Generationen (wie Artikel 20a GG),

– Neuformulierung des Verhältnisses von Landwirtschaft und Naturschutz durch eine neue Ausgleichszahlungsregelung und die Formulierung von konkreten Anforderungen zur guten fachlichen Praxis aus Naturschutzsicht

– Einführung einer flächendeckenden Landschaftsplanung

– Überarbeitung und Konkretisierung der Eingriffsregelung

– Weiterentwicklung der Vereinsmitwirkung und Einführung einer bundesrechtlichen Vereinsklage

Der Beirat empfiehlt, global eine Naturschutzfläche von 10 bis 20 % der Landfläche anzustreben. Dieser Richtwert sollte je nach biogeographischer Ausstattung in der regionalen Differenzierung unterschiedlich betrachtet werden. Dem Hinweis trägt in Deutschland die Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes Rechnung, in der ein nationaler Biotopverbund auf mindestens 10 % der Landesfläche vorgesehen wird. In den neuen Ländern sind 100 000 ha für den Naturschutz zusätzlich vom Bund bereitgestellt worden.

Der WBGU bezeichnet den Stand der Umsetzung der Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen vom 21. Mai 1992 (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) in Deutschland als noch unbefriedigend, dies bezieht sich auf die schleppende Meldung von Gebieten für das ökologische Netz NATURA 2000. Der Beirat empfiehlt nachdrücklich, die rasche Umsetzung voranzutreiben. Die Meldung von Gebieten, die im Sinne der FFH-Richtlinie und der Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten vom 2. April 1979 (EU-Vogelschutzrichtlinie) als NATURA 2000-Gebiete ausgewiesen werden sollen, liegt in der Zuständigkeit der Länder. Nachdem diese lange Zeit nur zögerlich gemeldet haben, haben sich die Länder inzwischen verpflichtet, ihre Gebietsmeldungen bis spätestens Frühjahr 2001 abzuschließen. Diese Beschleunigung des Verfahrens beruht nicht zuletzt auf der Verknüpfung der Gewährung von Mitteln aus den EU-Strukturfonds mit der Meldung von FFH-Gebieten durch die EU-Kommission.

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt von 1992 stellt das zentrale internationale Regelwerk auf dem Gebiet des Biosphärenschutzes dar. Darin verpflichten sich die Vertragsstaaten zu einem Erhalt der biologischen Vielfalt, einer nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile und zu einem ausgewogenen Ausgleich für die sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebenden wirtschaftlichen Vorteile. Der Querschnittcharakter des Übereinkommens erfordert eine integrative Umsetzungsstrategie, die auch Eingang in klassische Ansätze des Natur- und Artenschutzes finden und um nachhaltige Nutzungskonzepte für die Biosphäre erweitert werden sollte. Der Beirat fordert für Deutschland eine nationale Biodiversitätsstrategie, die auf dem Nationalbericht von 1998 aufbaut. Im Rahmen der Arbeiten zur Erstellung des 2. Nationalberichtes (Erfüllung der Verpflichtungen nach Artikel 26 der Konvention über die biologische Vielfalt, CBD) werden die Aktivitäten und Schwerpunkte der Bundesregierung zusammengetragen: Es ist vorgesehen, auf Basis dieser Übersicht einen umfassenden strategischen Überblick zu Erhaltung der biologischen Vielfalt in Deutschland im Sinne des Artikels 6 der CBD zur 6. Vertragsstaatenkonferenz im Mai 2002 vorzulegen.

Wie im Gutachten betont, ist das Übereinkommen über die biologische Vielfalt national und international auf dem richtigen Wege, seine Zielsetzungen umzusetzen: Das

Übereinkommen enthält allerdings zu wichtigen Themen nur sehr allgemeine Bestimmungen, die sowohl auf internationaler Ebene als auch in der nationalen Umsetzung weiter konkretisiert werden müssen.

Das Ziel, die biologische Vielfalt zu erhalten, wird – wie in der Koalitionsvereinbarung für die 14. Legislaturperiode festgeschrieben – in allen relevanten Bereichen in der Politik der Bundesregierung verfolgt. Für Deutschland soll eine „Nationale Nachhaltigkeitsstrategie“ erarbeitet werden, für die als prioritäre Themenfelder zunächst „Klimaschutz und Energiepolitik“, „Umweltverträgliche Mobilität“ sowie „Umwelt, Ernährung und Gesundheit“ festgelegt worden sind. Für den Bereich Wälder hat das damalige Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten im Jahr 2000 eine Strategie „Forstwirtschaft und Biologische Vielfalt“ vorgelegt.

Im Zusammenhang mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt spielen neben klassischen Naturschutzthemen auch wirtschaftspolitische, handels- und agrarpolitische Fragen sowie Rechte geistigen Eigentums und Menschenrechte eine Rolle. Da die Entwicklungsländer über einen großen Teil der weltweiten biologischen Vielfalt verfügen und die Industrieländer ganz wesentlich deren Nutzer sind, bietet das Übereinkommen auch Ansatzpunkte für die Entwicklungspolitik. Das breite Spektrum der Themen macht die besonderen Chancen der Konvention aus.

Der Beirat empfiehlt in seinem Gutachten, die Prinzipien der „multifunktionalen Landnutzung“ möglichst flächendeckend in die land- und forstwirtschaftliche Praxis zu überführen. Dieses Leitbild einer gleichzeitig nachhaltigen und hochproduktiven Landnutzung ist nicht wie bisher produktorientiert sondern, in Bezug auf die Ökosysteme, funktionsorientiert. Die Zertifizierung entsprechender Nutzungsstrategien und die Kennzeichnung ihrer Produkte könnte nach Ansicht des WBGU die multifunktionale Landnutzung fördern. Eine Vielfalt von Kulturpflanzen verringert auch globale Schwankungen der Nahrungsmittelerzeugung und kann damit die Ernährungssicherheit erhöhen. Es sollte daher eine möglichst vielfältige landwirtschaftliche Produktion gefördert werden.

In der Forstwirtschaft ist die Multifunktionalität seit langem Rechts- und Verwaltungspraxis. In dieser Hinsicht unterscheidet sich die deutsche/europäische Forstwirtschaft – nicht zuletzt durch ihre historische Entwicklung – von derjenigen in anderen Regionen der Welt.

Unter dem Aspekt der Verbesserung der Agrarbiodiversität wurde in den letzten Jahren durch die Bundesregierung die Förderung besonders umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Rahmen der Agrarumweltmaßnahmen gemäß Verordnung (EG) Nr. 2078/92 stetig ausgeweitet. 1998 wurde eine Fläche von rd. 5 Mio. ha gefördert. Das sind 29 % der 17,3 Mio. ha landwirtschaftlich genutzter Fläche in Deutschland. Die jährlich verausgabten Mittel sind von rd. 415 Mio. DM auf rund 926 Mio. DM gestiegen. 1998 haben rund 418 000 Antragsteller Zuwendungen erhalten. Die Zuwendungen dienen der Honorierung von Wirtschaftsweisen, die über die gute fachliche Praxis hinausgehen und den Belangen des Schutzes von Natur und Umwelt in besonderem Maße gerecht werden.

Gefördert werden im Rahmen von Agrarumweltprogrammen der Länder (z. B. Kulturlandschafts- und Vertragsnaturschutz, Landschaftspflegeprogrammen) insbesondere:

– Ökologischer Landbau
– Landschaftspflegemaßnahmen
– Maßnahmen des Biotop- und Vertragsnaturschutzes
– Maßnahmen zum Erhalt bedrohter Nutztierrassen
– extensive Produktionsweisen auf Ackerland, Grünland oder in Dauerkulturen
– Umwandlung von Ackerflächen in extensiv zu nutzendes Grünland

Diese in den verschiedenen Programmen zusammengefassten Förderungsmaßnahmen sind auf die gebietsspezifischen Umweltprobleme des jeweiligen Landes ausgerichtet.

Der WBGU weist in seinem Gutachten auf den Regelungsbedarf im Bereich der Biotechnologie hin. Der Staat trägt dafür Verantwortung, die Bevölkerung vor Gefahren und Risiken, die durch neue Technologien hervorgerufen werden können, wirksam zu schützen. Für den nationalen Umgang mit der Gentechnik hat die Bundesregierung mit dem Gentechnikgesetz und seinen Verordnungen einen rechtlichen Rahmen geschaffen, um Mensch und Umwelt im Sinne des Vorsorgeprinzips vor möglichen Gefahren gentechnischer Verfahren und Produkte zu schützen und dem Entstehen solcher Gefahren vorzubeugen. Das Risiko- und Gefahrenvorsorgekonzept des deutschen Gentechnikrechts hat sich grundsätzlich bewährt.

Grundlage für das deutsche Gentechnikrecht sind im Wesentlichen die zwei folgenden EU-Gentechnik-Richtlinien (RL): 90/219/EWG (System-RL) und 2001/18/EG (Freisetzungs-RL). Die Richtlinie 90/219/EWG (geändert durch die Richtlinie 98/81/EG des Rates vom 26. Oktober 1998) regelt den Umgang mit genetisch veränderten Mikroorganismen (GVM) in geschlossenen Systemen bzw. Anlagen. Ziel der Richtlinie ist es, mögliche schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit zu begrenzen und gemeinsame Maßnahmen zur Bewertung und Verringerung der Risiken festzulegen, die mit dem Umgang mit GVM im geschlossenen System verbunden sein können. Auf diese Weise soll eine sichere Entwicklung der Gentechnologie in der EU erreicht werden.

Die rechtliche Grundlage für Freisetzungen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO), also für experimentelle Freisetzungen zum Zwecke der Forschung und Entwicklung sowie für die Freisetzung bereits zugelassener GVO zum Zwecke der Vermarktung, ist die Richtlinie 2001/18/EG. Sie hebt die bislang gültige Freisetzungs-RL 90/220/EWG auf. Die Bestimmungen der neuen Richtlinie führen zu einer deutlichen Anhebung des Sicherheitsniveaus für Mensch und Umwelt. Unter anderem ist eine

Langzeitbeobachtung von GVO vorgesehen, mit der auch nach dem Inverkehrbringen negative Auswirkungen auf die Umwelt erkannt und bewertet werden können. Die novellierte Richtlinie wurde am 14. Februar 2001 nach dritter Lesung im Europäischen Parlament und am 15. Februar 2001 im schriftlichen Verfahren vom Rat verabschiedet. Sowohl die RL 98/81/EG als auch die novellierte Freisetzungsrichtlinie müssen in nationales Recht umgesetzt werden.

Im Zentrum der kontrovers geführten öffentlichen Diskussion um mögliche Risiken der „Grünen Gentechnik“ stehen insbesondere die Anwendungsmöglichkeiten gen- und biotechnologischer Methoden in der Landwirtschaft und der Lebensmittelindustrie. Die Bundesregierung begleitet deshalb die Förderung einer verantwortbaren, am Vorsorgeprinzip orientierten Nutzung dieser Technologien durch eine Forschung zu biologischen Sicherheit. Ziele dieser Forschung sind vor allem die Erweiterung des Wissens über das Verhalten gentechnisch veränderter Pflanzen und Mikroorganismen unter Freilandbedingungen und die Entwicklung geeigneter Methoden und Verfahren zum anbaubegleitenden Monitoring. Die Bundesregierung hat mit den Arbeiten zur Konzeptentwicklung für das Langzeitmonitoring begonnen.

Weiter gehende Untersuchungen der Wirkung von gentechnisch veränderten Organismen im ökologischen Kreislauf, wie z. B. in der Nahrungskette, in Stoffkreisläufen und Habitatstrukturen sollen erfolgen. Die Forschungsprojekte und ihre Ergebnisse werden der interessierten Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Darüber hinaus soll die Zusammenarbeit zwischen Anwendern und Behörden verbessert werden. Die Forschung berücksichtigt auch die in der öffentlichen Debatte vorgebrachten wissenschaftlich begründeten Einwände und Befürchtungen.

Der WBGU behandelt in seinem Gutachten die Problematik der Einbringung nicht heimischer Arten und betont die Notwendigkeit, Strategien zur Bekämpfung unerwünschter Invasoren zu erarbeiten. Hierbei sind die Verpflichtungen aufgrund internationaler Übereinkünfte wie z. B. des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD), des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens (IPPC), des Bonner Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten, des Berner Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wild lebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume, des Übereinkommens zum Schutz der Alpen und des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen zu berücksichtigen. Internationale Übereinkommen in verschiedenen Bereichen bieten die Möglichkeit, abgestimmte Regulierungsmaßnahmen, einschließlich Grenzkontrollen und Quarantänen, zum Schutz der jeweils heimischen Arten zu ergreifen. Wegen der in Deutschland und auch im internationalen Bereich aufgetretenen Anforderungen hat die Bundesregierung frühzeitig begonnen, die wissenschaftliche Problematik aufzuarbeiten. So haben z. B. das Umweltbundesamt und das Bundesamt für Naturschutz spezielle Forschungsvorhaben in Deutschland mit Ausrichtung auf bestimmte Einschleppungs-Mechanismen, auf Inventare der Vorkommen und Häufigkeit gebietsfremder Arten und auf die ökologischen Folgen ihrer Ausbreitung durchgeführt bzw. haben solche gegenwärtig in Bearbeitung oder Vorbereitung. Gleichzeitig wird an Konzepten zur Minimierung der Einbringung und Ausbreitung gebietsfremder Arten gearbeitet. Dabei sind auch bereits bestehende nationale Verfahren und Strukturen in den verschiedenen Sektoren zu berücksichtigen.

Um die rechtliche Regulierung gebietsfremder Arten im Vergleich zu gentechnisch veränderten Arten zu diskutieren, hat das Umweltbundesamt bereits im Jahre 1998 ein Arbeitsgespräch mit führenden deutschen Experten abgehalten. Im Jahre 2000 wurde auf der Tagung „Biologische Invasionen-Herausforderung zum Handeln“ des Bundesamtes für Naturschutz das Thema vertieft bearbeitet.

Auf der internationalen Ebene beteiligt sich die Bundesregierung insbesondere im Rahmen der CBD und des IPPC an einer umfassenden Aufarbeitung der Problematik der invasiven gebietsfremden Arten. Im Rahmen der CBD ist damit vor allem dessen „Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice“ (SBSTTA) und im Rahmen des IPPC die „Interim Commission on Phytosanitary Measures“ (ICPM) befasst. Es werden Leitlinien entwickelt, die sich z. B. auf die Verhinderung einer Einbringung von gebietsfremden Arten, die Ausbringung selbst und auf Gegenmaßnahmen bei negativen Auswirkungen beziehen und sich dabei am Vorsorgeprinzip orientieren: Dies wurde schwerpunktmäßig bei der sechsten SBSTTA-Sitzung in Montreal vom 12. bis 16. März 2001 behandelt.

So richtet sich die Aufmerksamkeit der Bundesregierung derzeit insbesondere auf folgende Punkte:

– Im Rahmen der Überlegungen zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechtes des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG) sollen die existierenden Regelungen über die Aussetzung von Tieren im Hinblick auf ihre Wirksamkeit überprüft werden. Gegenwärtig wird innerhalb der Bundesregierung geprüft, ob jegliches Aussetzen von Tieren (d. h. nicht nur gebietsfremder Arten) grundsätzlich einer Genehmigungspflicht unterworfen und die Länder rahmenrechtlich verpflichtet werden sollen, Maßnahmen zur Abwehr ökologisch unerwünschter Pflanzen- und Tierarten zu treffen.

– Die Entwicklung und Umsetzung von Strategien und Aktionsplänen gegen invasive gebietsfremde Arten (gemäß Entscheidung Vl8 der 5. Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt) ist eine vordringliche Aufgabe, um die Freisetzung gebietsfremder Organismen – wo notwendig – zu minimieren. Dabei ist auch im Bereich der phytosanitären Maßnahmen das IPPC mit den im Rahmen dieses Übereinkommens erstellten internationalen Standards für pflanzengesundheitliche Maßnahmen (z. B. für Überwachungs- und Kontrollmaßnahmen, Risikobewertungen, Grenzkontrollen und Quarantäne) zu berücksichtigen.

2. Europäische Kooperation

Die Kommission der Europäischen Gemeinschaft erarbeitet gegenwärtig einen Bericht zur Umsetzung der Gemeinschaftsstrategie zu Erhaltung der biologischen Vielfalt. Darüber hinaus werden Forschungsarbeiten auf dem Gebiet der Biodiversität im 5. Forschungsrahmenprogramm gezielt unterstützt. In Ausfüllung ihrer Gemeinschaftsstrategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt von 1998, mit der die EU als Vertragspartei des Übereinkommens über die biologische Vielfalt den Artikel 6 umsetzt, hat die Kommission Entwürfe von Biodiversitäts-Aktionsplänen zu den Politikbereichen Erhaltung der natürlichen Ressourcen, Landwirtschaft, Fischerei, Regionalpolitik und Raumordnung sowie Entwicklung und wirtschaftliche Zusammenarbeit erarbeitet. Diese Aktionspläne sollen abgestimmt werden und in einer gemeinsamen Kommunikation der Kommission präsentiert werden. Eine Annahme durch Rat und Parlament ist nicht vorgesehen. Für den Bereich Wälder liegt ein Biodiversitäts-Aktionsplan im Rahmen der Strategie der EU für die Forstwirtschaft von 1998 bereits vor.

Zur Abstimmung der Biodiversitätspolitiken der EU-Mitgliedstaaten insbesondere mit Blick auf die Vertragsstaatenkonferenzen zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt finden regelmäßige Sitzungen der EU-Ratsarbeitsgruppe Internationale Umweltpolitik (Biologische Vielfalt) statt.

Mit Verabschiedung der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409EWG) und der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/437EWG) (siehe Kapitel „Nationale Ebene“) hat die Europäische Gemeinschaft eine umfassende Rechtsgrundlage geschaffen, ihren Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt zu leisten, indem sich die Mitgliedstaaten verpflichtet haben, besondere Maßnahmen zu treffen. Sie zielen darauf ab, alle bedrohten, potenziell bedrohten, seltenen und typischen Arten und Lebensraumtypen in einem günstigen Erhaltungszustand zu bewahren bzw. diesen wiederherzustellen. Dazu verpflichten sich die Mitgliedstaaten, ein „kohärentes europäisches ökologisches Netz besonderer Schutzgebiete“, das Netz NATURA 2000, aufzubauen, durch das der Fortbestand der biologischen Vielfalt in der EU gesichert werden soll. Nicht nur in Deutschland, sondern in allen Mitgliedstaaten der EU ist es bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie zu erheblichen Zeitverzögerungen gekommen, sodass die EU-Kommission gegen die meisten Staaten Vertragsverletzungsverfahren wegen mangelnder Umsetzung eingeleitet hat. Im Rahmen der Genehmigung von Struktur- bzw. Agrarfondsmitteln haben sich jedoch alle Mitgliedsstaaten verpflichtet, bis spätestens Sommer 2001 abschließende Gebietsmeldungen an die EU-Kommission zu übermitteln.

Die am 22. Dezember 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) wird durch die Verbesserung der Qualität der europäischen Gewässer auch einen Beitrag für die Erhaltung der biologischen Vielfalt leisten. Die Richtlinie hat zudem zum Ziel, den Zustand aquatischer Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt zu verbessern und zu schützen sowie Zustandsverschlechterungen zu vermeiden. Als konkretes Umweltziel legt die Wasserrahmenrichtlinie insoweit fest, dass spätestens 15 Jahre nach ihrem Inkrafttreten alle Normen und Ziele, die für aufgrund europäischer Rechtsvorschriften ausgewiesene Schutzgebiete gelten, erfüllt sein müssen. Dazu zählen nach der Richtlinie insbesondere auch die im Rahmen der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie bzw. als NATURA-2000-Standorte ausgewiesenen Gebiete, soweit die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustandes ein wichtiger Faktor für ihren Schutz ist. Maßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung des Zustands dieser Gebiete sind in den von der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehenen Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen für die europäischen Flussgebiete, die in Zukunft ganzheitlich zu bewirtschaften sind, aufzunehmen. Diese Pläne und Programme sind national und international zu koordinieren. Für die in Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie noch zu identifizierenden „prioritären gefährlichen Stoffe“ sollen deren Einleitung, Emissionen und Verluste innerhalb von 20 Jahren beendet oder schrittweise eingestellt werden.

Im Zusammenhang mit der Neuorientierung der Agrarpolitik wird sich die Bundesregierung auf europäischer Ebene dafür einsetzen, dass der Reformkurs, auch im Hinblick auf die WTO-Verhandlungen und die Osterweiterung der EU ab 2003, mit neuen Akzenten fortgesetzt und vertieft wird. Dabei geht es insbesondere um

– die Stärkung der umweltbezogenen „green-box“-Maßnahmen,
– die Umschichtung der EU-Mittel aus dem Marktbereich in die Bereiche ländliche Entwicklung und Umwelt sowie
– die stärkere Verknüpfung der Ausgleichszahlungen mit Umwelt- und sozialen Kriterien.

3. Internationale Aktivitäten

Die Bundesregierung verfolgt die Zielsetzung einer nachhaltigen Nutzung der Biosphäre auch durch aktive Weiterentwicklung des Umweltschutzes sowie land-, forst-, und fischereiwirtschaftlicher Regelungen in den Vereinten Nationen und anderen internationalen Organisationen, im Rahmen internationaler Umweltkonventionen und durch die bilaterale und multilaterale Zusammenarbeit mit anderen Ländern, insbesondere Entwicklungsländern. Der Hinweis des WBGU auf eine wünschenswerte weitere Verbesserung der Koordination zwischen den verschiedenen globalen Umweltabkommen und den relevanten internationalen Organisationen wird von der Bundesregierung begrüßt.

3.1 Vereinte Nationen

Die vom WBGU empfohlene Beteiligung am UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) wird von der Bundesregierung aktiv vorangebracht. Bundesumweltminister Jürgen Trittin hat im März 2000 das Na-

tionalkomitee für das UNESCO-Programm neu eingerichtet. Das deutsche MAB-Nationalkomitee ist aus 14 Persönlichkeiten der Bereiche Wissenschaft und Praxis zusammengesetzt. Die ausgewählten Experten haben einschlägige Erfahrungen in den Themenfeldern des MAB-Programms: Der Vorsitz liegt beim Bundesumweltministerium, die Geschäftsführung beim Bundesamt für Naturschutz. In Anlehnung an die bestehenden UNESCO-Beschlüsse soll das Komitee insbesondere folgende Themenfelder bearbeiten:

– Konzeptionelle Fortentwicklung der Biosphärenreservate als Modelllandschaften,

– Nachhaltiges Wirtschaften in Biosphärenreservaten,

– Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt,

– Nutzung der Biosphärenreservate als Lernorte der Umweltbildung.

Vom 6. bis 10. November 2000 hat in Paris der Internationale Koordinierungsrat des MAB-Büros getagt. Deutschland wurde in die Vizepräsidentschaft des ICC (International Coordinating Council)-Büros gewählt. Hiermit kann sichergestellt werden, dass besonders deutsche Anliegen und Anregungen auch im internationalen Bereich des Programms mit einfließen.

Im Rahmen der Landwirtschafts- und Ernährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) stehen Fragen der nachhaltigen Nutzung der Biosphäre im Vordergrund. Eine der wichtigsten Aufgaben der FAO ist es, die Entwicklungsländer dabei zu unterstützen, die Nahrungsmittelproduktion nachhaltig zu erhöhen. Umwelt- und Naturressourcenschutz als Voraussetzung für eine nachhaltige Nutzung sind in den letzten Jahren stärker in den Mittelpunkt der Aktivitäten der FAO getreten. Langfristige Strategien der Ernährungssicherung umfassen die Ziele der Erhaltung der natürlichen biologischen Vielfalt, einschließlich der Vielfalt von Kulturpflanzen und Haustierrassen.

Unter dem Dach der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN ECE) wurden erstmals Umweltbelastungs- bzw. Qualitätskriterien zum Schutz komplexer Ökosysteme entwickelt, die als Maßstab für die Emissionsreduzierung bei verschiedenen Luftschadstoffen verwendet werden. Im Rahmen des Genfer Luftreinhalteübereinkommens von 1979 sind bisher sieben Protokolle zur Minderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung unter anderem durch Schwefeldioxide, Stickstoffoxide, und Schwermetalle gezeichnet worden. Dass diese Kooperation bei der Verringerung der Luftschadstoffemissionen so wichtig ist, liegt daran, dass die Luftschadstoffe mit dem Wind über Hunderte und Tausende Kilometer transportiert werden können. Die Schadstoffe aus Europa und Nordamerika können sich also auf der gesamten Nordhalbkugel ausbreiten, bevor sie sich in der Umwelt ablagern. Dies führt zu beträchtlichen Schäden mit negativen Auswirkungen nicht nur für die menschliche Gesundheit sondern auch für Wälder, Böden, Gewässer und Materialien.

In Deutschland müssen vor allem diffuse Stickstoff- und Säureimmissionen weiter deutlich zurückgeführt werden. Diese Immissionen bewirken nicht nur akute oder chronische Schäden an Pflanzen (Blatt- oder Waldschäden), sondern verstärken die Versauerung der Böden und reichern diese mit Stickstoff an. Pflanzen und Pflanzengesellschaften, die auf neutrale oder Magerstandorte angewiesen sind (das ist die Mehrzahl der Arten der Roten Liste), werden bei einem dauerhaft zu hohen Stickstoff- und Säureeintrag von eutrophilen und im sauren Milieu konkurrenzstarken Arten verdrängt (Monotonisierung und damit Reduktion der Artenvielfalt). Da die meisten Tierarten an spezielle Pflanzenarten gebunden sind, trifft der in Deutschland weiterhin beobachtete Rückgang bei der Vielfalt der Pflanzenarten auch die Vielfalt der Tierarten. Deshalb kommt einer konsequenten Luftreinhaltepolitik insbesondere in der EU und der UN ECE, in der die wichtigsten west- und osteuropäischenStaaten sowie die USA. und Kanada vertreten sind, auch für den Ökosystemschutz und damit für den Erhalt der ökologischen Vielfalt eine große Bedeutung zu.

Das im Dezember 1999 gezeichnete UN ECE-Protokoll zur Bekämpfung der Versauerung, Eutrophierung und bodennahen Ozons unter dem Genfer Luftreinhalteabkommen enthält länderspezifische Reduzierungspflichten für Schwefeldioxid ($S0_2$), Stickstoffoxide (NO_X), Ammoniak (NH_3) und flüchtige organische Verbindungen (VO_C), die bis zum Jahre 2010 einzuhalten sind. Positiv hervorzuheben ist, dass mit diesem Protokoll erstmals in einem internationalen Abkommen die Reduzierung von Ammöniakemissionen, die vor allem aus der Landwirtschaft stammen, vereinbart wurde.

3.2 Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD)

Von Bedeutung sind im Rahmen der OECD unter anderem die laufenden Arbeiten der Arbeitsgruppe Ökonomische Aspekte der biologischen Vielfalt („Economic Aspects of Biodiversity“). Sie dienen insbesondere dazu, sich in einem internationalen Kontext über-ergänzenden – wirtschaftlichen Nutzen als Anreiz zum Erhalt und zur Förderung der biologischen Vielfalt zu verständigen. Den Schwerpunkt bildet die Schaffung von Märkten zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Ressourcen. Die OECD betont ihr Interesse an der Beteiligung anderer internationaler Organisationen an den Aktivitäten der Arbeitsgruppe. In Zusammenarbeit mit der Weltbank ist die Veröffentlichung einer gemeinsamen Studie sowie die Herausgabe eines Handbuchs zur Bewertung der biologischen Vielfalt vorgesehen.

3.3 Europarat

Auf Initiative des Kongresses der Gemeinden und Regionen Europas hat der Europarat im Juli 2000 ein „Europäisches Landschaftsübereinkommen“ beschlossen: Diese Konvention soll auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene Maßnahmen zum Schutz,

Management und Planung aller Landschaften initiieren. Gefördert werden soll die Zusammenarbeit von kommunalen, regionalen und nationalen Behörden auf dem Gebiet der Landschaftserhaltung. Besonders wichtig ist die Förderung einer verstärkten grenzübergreifenden Zusammenarbeit, die ebenfalls auf den verschiedenen Verwaltungsebenen stattfinden soll. Seit Oktober 2000 ist das Zeichnungsverfahren eröffnet. Deutschland hat das Übereinkommen bislang noch nicht gezeichnet. Die Entscheidung zur Zeichnung wird aber zz. vorbereitet.

Eine weitere Aktivität des Europarates ist die Paneuropäische Strategie zur biologischen und landschaftlichen Vielfalt, mit der das UN-Übereinkommen über die biologische Vielfalt auf gesamteuropäischer Ebene umgesetzt werden soll.

3.4 Umsetzung der Abkommen

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD), das 1992 in Rio auf der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung (UNCED) verabschiedet wurde, hat der weltweiten Naturschutzarbeit neue Impulse gegeben. Gemessen an der Zahl der Vertragsparteien (179) ist das Übereinkommen über die biologische Vielfalt zusammen mit der Klimarahmenkonvention das bedeutendste internationale Umweltübereinkommen. Neben der Erhaltung der natürlichen Ressourcen sind auch die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt sowie die gerechte Verteilung der wirtschaftlichen Vorteile, die bei der Nutzung genetischer Ressourcen entstehen, Ziele des Übereinkommens. Das Übereinkommen geht damit weit über den klassischen Natur- und Artenschutz hinaus. Das Übereinkommen versteht sich als Rahmenübereinkommen, das in den einzelnen Themenbereichen der Konkretisierung durch Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenzen bedarf. Die Bundesregierung arbeitet deswegen auf der internationalen Ebene aktiv an der Konkretisierung der Bestimmungen des Übereinkommens mit.

Die Entnahme von Bestandteilen der biologischen Vielfalt und deren Verwendung soll gemäß dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt durch faire und ausgewogene Verteilung der daraus erwachsenden Vorteile kompensiert werden; dies berührt auch zentrale Punkte der Nord-Süd-Problematik. Der Beirat empfiehlt der Bundesregierung, den Prozess der Entwicklung nationaler Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen und den Vorteilsausgleich im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt zügig voranzutreiben.

Die Bundesregierung arbeitet bereits aktiv an diesem Prozess mit. Der Verhandlungsprozess hat bei der 5. Vertragsstaatenkonferenz (VSK) im Mai 2000 in Nairobi einen neuen Impuls erhalten. Dort wurde eine Arbeitsgruppe eingesetzt, die den Auftrag hat, Richtlinien („Guidelines“) oder ähnliche Ansätze für den Zugang zu genetischen Ressourcen und den gerechten Ausgleich der ökonomischen Vorteile, die sich aus der Nutzung der Ressourcen ergeben, zu entwickeln. Die erste Sitzung dieser Arbeitsgruppe, zu der alle Vertragsparteien und eine Vielzahl von NROs eingeladen werden, wird auf Initiative der Bundesregierung im Oktober 2001 in Bonn stattfinden. Die Bundesregierung wird sich dafür einsetzen, dass Europa eine konstruktive Rolle spielen wird und dass die Veranstaltung den schwierigen Verhandlungsprozess ein gutes Stück voranbringt.

Die Bundesregierung setzt sich ebenfalls für einen erfolgreichen Abschluss der Neuverhandlung der FAO-Verpflichtung über pflanzengenetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft ein, die u. a. mit dem Ziel der Harmonisierung mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt geführt werden. Die Schlussverhandlungen sind für Juni 2001 vorgesehen.

Der WBGU betont in seinem Gutachten die Notwendigkeit, zu einem Abschluss der Verhandlungen über ein internationales Abkommen zur biologischen Sicherheit zu gelangen.

Im Januar 2000 wurde das so genannte Biosafety-Protokoll (Cartagena-Protokoll zur biologischen Sicherheit) nach mehrjährigen zähen Verhandlungen in Montreal angenommen. Es tritt in Kraft, wenn es von 50 Staaten ratifiziert ist. Bis zum Inkrafttreten sind zahlreiche noch offene Fragen zu klären.

Das Protokoll ist eine völkerrechtliche Vereinbarung zur Ausfüllung von Artikel 19 Abs. 3 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Es soll in erster Linie die grenzüberschreitende Verbringung lebender modifizierter Organismen (LMO) völkerrechtlich verbindlich regeln. Es stellt kein „Welt-Gentechnik-Gesetz“ dar, macht nationale Regelungen also nicht überflüssig. Das Protokoll setzt international verbindliche Mindeststandards, die durch nationale Regelungen ausgefüllt werden müssen und ergänzt bzw. erweitert werden können. Insofern gibt die Verabschiedung des Protokolls einen wesentlichen Impuls für nationale Regelungen, wo diese noch nicht vorhanden sind.

Die Verabschiedung des Protokolls ist ein wichtiger Schritt im internationalen Umweltschutz. Es soll die biologische Vielfalt schützen helfen. Es wird erwartet, dass das Protokoll der Entwicklung (ergänzender) nationaler Regelungen und dem Aufbau von Fachbehörden – insbesondere in den Staaten Mittel- und Osteuropas und den Entwicklungsländern – Impulse gibt (so genannte „Capacity Building“). Es ist mit diesem Protokoll gelungen, das Vorsorgeprinzip auch im operativen Teil eines weltweiten Vertrags zu verankern. Dies hat über das Protokoll hinausweisende Bedeutung. Die Bundesregierung wird sich auf europäischer Ebene für eine zügige Ratifizierung und Umsetzung des Protokolls einsetzen. Darüber hinaus wird sie Entwicklungsländer bei der Umsetzung des Protokolls unterstützen.

Um den weltweiten Schutz der Wälder zu verbessern, spricht sich der WBGU für ein Waldprotokoll unter dem Dach des Übereinkommens über die biologische Vielfalt aus.

Die Bundesregierung befürwortet weiterhin grundsätzlich eine eigenständige Waldkonvention, wenn sie – in Fortentwicklung des Kap. 11 der AGENDA 21 und der

Rio-Walderklärung – die den Wald berührenden Themen in integrierter und kohärenter Weise verbindlich regelt und auf möglichst hohem Niveau Aussagen zur Bewirtschaftung, Erhaltung und nachhaltigen Entwicklung der Wälder weltweit trifft.

Die internationale Diskussion, die zur Schaffung des UN-Waldforums (UNFF) führte, hat gezeigt, dass es derzeit keinen Konsens über den Beginn von Verhandlungen einer entsprechenden rechtlich bindenden Vereinbarung gibt. Für die nähere Zukunft bedeutet dies, das UN-Waldforum zu einem möglichst effektiven Gremium zu machen, das eine zügige Umsetzung der bisherigen international verabschiedeten Handlungsempfehlungen des IPF/IFF (Intergovernmental Panel on Forests/Intergovernmental Forum on Forests) aktiv fördert und durch eine bessere Koordination aller internationalen Prozesse einen besseren Schutz und eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder erreicht. Die Bundesregierung wird sich in diesem Sinne aktiv in die Arbeit des UNFF einbringen. Auf dessen Agenda steht auch das Thema, inwieweit zur Umsetzung der bisherigen Beschlüsse seit Rio zur Bewirtschaftung, Erhaltung und nachhaltigen Entwicklung der Wälder weltweit ein rechtlich verbindlicher Rahmen angestrebt werden soll.

Im Rahmen der 4. Vertragsstaatenkonferenz 1998 der CBD wurde ein „Arbeitsprogramm über die Biologische Vielfalt der Wälder“ verabschiedet, das ausgerichtet ist auf die Erforschung, die Zusammenarbeit und die Entwicklung von für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt aller Waldarten notwendigen Technologien. Das Arbeitsprogramm sollte insbesondere in enger Abstimmung mit dem Internationalen Waldforum Beiträge zu anderen internationalen und regionalen Organisationen und Prozessen liefern.

Das Thema „Biologische Vielfalt der Wälder“ und die Überprüfung der Umsetzung des Waldarbeitsprogramms wird ein Schwerpunktthema der nächsten Vertragsstaatenkonferenz der CBD sein und im Rahmen der vorgeschalteten Sitzungen des wissenschaftlichen Nebenorgans vorbereitet.

Ziel des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens (IPPC) ist es, unter Berücksichtigung international anerkannter Grundsätze zum Schutz der Gesundheit von Pflanzen, Menschen und Tieren sowie der Umwelt auf internationaler Ebene ein gemeinsames und wirkungsvolles Vorgehen gegen die Verbreitung und Einschleppung von Schadorganismen der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse sicherzustellen und die Einführung geeigneter Bekämpfungsmaßnahmen zu fördern. Das IPPC vom 6. Dezember 1951 wurde letztmalig 1997 revidiert. Das IPPC sieht Instrumente und Institutionen vor, die für die Überwachung der Einschleppung und Ausbreitung von Arten mit Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen geeignet sind (z. B. Pflanzengesundheitszeugnisse, Nationale Pflanzenschutzdienste, Kontrollen an Einlassstellen, Überwachung von Pflanzenbeständen, Durchführung von Risikoanalysen). Mit der Neufassung des IPPC können Internationale Standards für pflanzengesundheitliche Maßnahmen erlassen werden, die von der WTO anerkannt werden. Die 1997 revidierte Fassung des IPPC und die damit verbundenen Standards ermöglichen u. a. auch die Regelung gebietsfremder invasiver Arten, sofern sie direkte oder indirekte Auswirkungen auf Pflanzen haben.

Das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten frei lebender Tiere und Pflanzen (CITES, Washingtoner Artenschutzübereinkommen) von 1973 (in Deutschland seit 1976 in Kraft) soll den durch Handelsinteressen bedrohten Bestand vieler wild lebender Arten schützen und sieht dafür ein umfassendes Kontrollsystem für den internationalen Handel mit gefährdeten Tier- und Pflanzenarten und den aus ihnen hergestellten Produkten vor. Die Bundesregierung stimmt dabei der Einschätzung des Beirats zu, dass ein kontrollierter Handel mit geschützten Tieren unter Berücksichtigung des Nachhaltigkeitsgedankens vertretbar ist und sogar zu einer Verbesserung der Akzeptanz von Natur- und Artenschutzmaßnahmen führen kann. Vor diesem Hintergrund konnte in zwei nationalen Fachtagungen, die unter Beteiligung aller betroffenen Interessengruppen stattfanden, eine allseits akzeptierte Definition sowie ein Kriterienkatalog zur Beurteilung nachhaltiger konsumtiver Nutzungen erarbeitet werden. Auch in diesem Kreise wurde die Erarbeitung wissenschaftlich begründeter Managementpläne, ggf. mit Exportquoten, als ein wesentliches Element einer nachhaltigen Nutzung herausgestellt. Gleichzeitig wurden aber auch sozioökonomische Aspekte betrachtet (bis hin zur Kompensation), die einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Funktionsfähigkeit von nachhaltigen Nutzungssystemen besitzen. Die Bundesregierung ist bemüht, die Ergebnisse der Fachtagungen nunmehr auch auf internationaler Ebene in die Diskussion einfließen zu lassen. Darüber hinaus wird sie nach wie vor für einen strengen Vollzug der Vorgaben des Übereinkommens und die Entwicklung geeigneter Vollzugshilfen eintreten.

1979 wurde das Übereinkommen zur Erhaltung der europäischen wild lebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Berner Konvention) abgeschlossen, das als Vorläufer entsprechender EG-rechtlicher Regelungen angesehen werden kann. Das Sekretariat des Übereinkommens wird vom Europarat gestellt. Die Konvention hat ihre aktuelle Bedeutung in der Abstimmung der Naturschutzarbeit der Gemeinschaft mit den mittel- und osteuropäischen Staaten und der Erarbeitung von Empfehlungen und Aktionsplänen zu europaweit gefährdeten Tier- und Pflanzenarten.

1982 wurde das Übereinkommen über wild lebende wandernde Tierarten (Bonner Konvention) geschlossen, das für Deutschland 1985 verbindlich wurde. Das Übereinkommen sieht eine umfassende Regelung zur Erhaltung, Hege und Nutzung wild lebender wandernder Arten sowie den Abschluss von Regionalabkommen zum Schutz bestimmter Arten vor. Bislang kam es zum Abschluss von acht Regionalabkommen, unter anderem zur Erhaltung der Wattennmeerpopulation des Seehundes, der Kleinwale in Nord- und Ostsee, der Fledermäuse in Europa und der afrikanisch-eurasisch wandernden Wasservögel.

Mit dem Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel von internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention) wird der Schutz und die wohlausgewogene Nutzung von Feuchtgebieten angestrebt; die Ziele der Konvention sind in die allgemeine Naturschutzpolitik integriert. Das Übereinkommen trat 1975 in Kraft und wurde inzwischen von mehr als 100 Staaten unterzeichnet. Deutschland hat bisher 31 Feuchtgebiete mit internationaler Bedeutung mit einer Gesamtfläche von 672 000 ha gemeldet.

Ziel des 1991 gezeichneten und 1995 in Kraft getretenen Übereinkommens zur Schutz der Alpen (Alpenkonvention) ist die Erhaltung und der Schutz der Alpen durch eine sektorübergreifende, ganzheitliche Politik. Den Zielen der biologischen Vielfalt ist insbesondere das bereits beschlossene Protokoll über Naturschutz und Landschaftspflege verpflichtet. Es beinhaltet den Schutz von Natur und Landschaft, die Erhaltung der Artenvielfalt und die Ausweisung neuer, großflächiger Schutzgebiete. Das Ratifizierungsverfahren dieses wie auch der anderen acht Protokolle zur Umsetzung der Alpenkonvention soll nach einer Verständigung der Mitgliedstaaten bis zum Jahre 2002 („Jahr der Berge“ der Vereinten Nationen) abgeschlossen sein.

Die zur Ausführung des Antarktisvertrages seit 1991 beschlossenen Gesetze und Verordnungen haben zum Ziel, die antarktische Umwelt und verbundenen Ökosysteme umfassend zu schützen und die Antarktis als ein dem Frieden und der Wissenschaft gewidmetes Naturreservat zu bewahren. Seit Januar 1998 stehen alle in Deutschland organisierten oder von deutschem Hoheitsgebiet ausgehenden Tätigkeiten wie Forschungsprojekte oder touristische Reisen unter einem Genehmigungsvorbehalt. Tätigkeiten, die die Umwelt erheblich beeinträchtigen, dürfen nicht genehmigt werden. Genehmigungsbehörde ist das Umweltbundesamt, welches sich bei seinen Entscheidungen auf ein Netzwerk beteiligter Institutionen und ausgewiesener Fachleute stützt.

4. Entwicklungszusammenarbeit

Der Erhalt der biologischen Vielfalt im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit ist Schwerpunkt einer großen Anzahl von Aktivitäten, Projekten und Programmen, die von Deutschland seit Mitte der 80er-Jahre betrieben und unterstützt werden. Zusätzlich zu den bilateralen Maßnahmen ist besonders die Kooperation innerhalb der Globalen Umweltfazilität (GEF) eine wichtige Komponente der multilateralen Ehtwicklungszusammenarbeit, durch die ein großer Anteil an Aktivitäten zum Erhalt der Biosphäre und deren Vielfalt finanziert werden kann (siehe Kapitel III.6).

Die Bundesregierung setzt sich im Sinne der „global governance“ in den internationalen Verhandlungsprozessen zur biologischen Vielfalt für eine angemessene Berücksichtigung der Interessen der Entwicklungsländer ein und unterstützt diese bei der Wahrnehmung ihrer Interessen. Zugleich strebt die Bundesregierung eine größtmögliche Kohärenz ihrer Entscheidungen in allen Politikbereichen an.

Seit 1994 unterstützt die Bundesregierung durch das Sektorvorhaben „Umsetzung der Biodiversitätskonvention“ (BIODIV) Entwicklungsländer durch Förderung von so genannten Einzelmaßnahmen bei Umsetzung der Biodiversitätskönvention (CBD) und wirkt aktiv an der Weiterentwicklung der CBD, ihrer Instrumente und Organe mit. Die über 20 bilateralen Projekte, die seit Beginn des Sektorvorhabens durchgeführt wurden und werden, decken ein breites inhaltliches Spektrum ab. So werden Maßnahmen für die Einrichtung von Schutzgebieten und die Sicherung der Akzeptanz durch die lokale Bevölkerung durch beteiligungsorientiertes Management ebenso unterstützt wie innovative Ansätze und Strategien zur Förderung nachhaltiger Nutzung.

In diesem Zusammenhang und für die Gewährleistung eines gerechten Vorteilsausgleiches für die Entwicklungsländer kommt den Projekten zur Sicherung des traditionellen Wissens und dem Zugang zu biologischen und genetischen Ressourcen für die lokale Bevölkerung eine besondere Bedeutung zu. Das BIODIV-Projekt unterstützt indigene Gruppen, bei der Umsetzung des Artikels 8j der Biodiversitätskonvention, der die Anerkennung traditioneller Wissenssysteme fordert und das Recht auf die Existenz indigener Gemeinschaften impliziert. Darüber hinaus berät das BIODIV-Projekt die Bundesregierung bei der Unterstützung der Entwicklungsländer in den internationalen Verhandlungen in diesen Themen ebenso wie im Bereich biologische Sicherheit.

Das „Cartagena-Protokoll zur biologischen Sicherheit“ (Biosafety-Protokoll bietet für Entwicklungsländer die Möglichkeit, ihre zumeist kleinbäuerlichen landwirtschaftlichen Strukturen vor neuen wirtschaftlichen Abhängigkeiten zu schützen und ihre Bevölkerung und Umwelt vor möglichen Gesundheits- und Umweltgefährdungen zu bewahren, die die Einfuhr gentechnisch veränderter Organismen mit sich bringen kann. Für die Umsetzung des Protokolls benötigen die Entwicklungsländer wissenschaftliche und fachliche Unterstützung, bei der dem Sektorvorhaben BIODIV eine zentrale Rolle zukommt. Im Vordergrund der Maßnahmen werden der Aufbau von Behörden, die Ausbildung von Entscheidungsträgern, Fachleuten in den Behörden und Multiplikatoren, die Beratung politischer Gremien und die Beteiligung der Öffentlichkeit stehen. Eine besondere Herausforderung ist der Aufbau eines Internetgestützten Informationssystems für die Entwicklungsländer, in dem alle Informationen über gentechnisch veränderte Organismen und ihre Risiken gesammelt werden.

5. Forschungspolitik

Die wirtschaftliche, soziale und kulturelle Entfaltung menschlicher Gesellschaften entwickelt sich in ständiger Interaktion mit der belebten Natur. Durch zunehmende Nutzung dieser natürlichen Ressourcen sowie durch Änderungen biotischer und abiotischer Umweltparameter wird die biologische Vielfalt in erheblichem Maße beeinträchtigt. Diese Veränderungen stellen Schlüsselprozesse des globalen Wandels dar. Der WBGU weist hier zu Recht

darauf hin, dass der gegenwärtige Kenntnisstand über Möglichkeiten einer nachhaltigen und umweltverträglichen Nutzung der biologischen Ressourcen völlig unzureichend ist. Der WBGU bestätigt damit auch die Einschätzung des Büros für Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages (TAB, Bericht Nr. 55 „Gentechnik; Züchtung und Biodiversität, April 1998).

Die Bundesregierung hat in den vergangenen Jahren seine Förderaktivitäten zur Erforschung der Biodiversität erheblich verstärkt und zwar im Wesentlichen innerhalb der Forschungsprogramme „Forschung für die Umwelt“ und Biotechnologie 2000. Eine Reihe institutioneller Forschungseinrichtungen haben damit begonnen, Netzwerke für die Biodiversitätsforschung zu bilden, an denen bzw. der auch universitäre Forschungsprogramme beteiligt sein werden. Die ersten beiden dieser Netzwerke werden die Themenbereiche „Ökonomie des Naturschutzes“ und „Biodiversität und Störungen“ behandeln. Die mit der institutionellen Forschungsförderung koordinierte Projektförderung der Bundesregierung umfasst die Bereiche molekulare, organismische und ökosystemare Biodiversitätsforschung. Das Spektrum der Fragestellungen reicht dabei von der Untersuchung der genetischen Diversität, über die Quantifizierung der organismischen Vielfalt auf allen Ebenen (von der Art über Lebensgemeinschaften, Ökosysteme bis hin zu globalen Mustern der Biodiversität), über Untersuchungen zur ökosystemaren Funktion von Biodiversität bis hin zur Erforschung der Prozesse, die das Entstehen, die Aufrechterhaltung sowie den Verlust an Biodiversität steuern. Die molekulare Biodiversitätsforschung ist dabei kein eigenständiger Förderschwerpunkt, sondern zumeist integraler Bestandteil der Genomforschung. In diesem Bereich fördert die Bundesregierung derzeit das Pflanzengenomforschungsprojekt GABI, Genforschung an Mikroorganismen, Forschungen zur molekularen Mikrobenökologie in der Forschung zur biologischen Sicherheit sowie das Deutsche Humangenomprojekt (DHGP). Darüber hinaus werden Projekte in den Bereichen Molekulare Naturstoffforschung sowie Marine Naturstoffforschung gefördert.

Im Bereich der Ökologischen Forschung (Waldökosysteme, Offenlandschaften und Flusseinzugsgebietsmanagement, Biotop- und Artenschutz) konzentrieren sich die derzeit laufenden Programme des BMBF auf die Erforschung der Funktionsweisen sowie der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der genannten Ökosysteme bei unterschiedlicher Belastung und Nutzung, wobei aus den Forschungsergebnissen Handlungsoptionen zur Revitalisierung, Sanierung und naturnahen Gestaltung von Landschaften sowie Managementstrategien zur Nutzung und Erhaltung der biologischen Vielfalt abgeleitet werden. Die Zielsetzungen des im Frühjahr 2000 gestarteten BIOLOG-Programms (Biodiversity and Global Change) liegen zum einen in der Verbesserung des Systemverständnisses für die Funktionalität der organismischen Vielfalt, wobei insbesondere die sich ändernden umweltbezogenen sowie soziokulturellen und ökonomischen Randbedingungen miteinbezogen werden. Dieses verbesserte Systemverständnis soll im Rahmen des auf neun Jahre ausgelegten BIOLOG-Programms an möglichst vielen konkreten Beispielen zur Entwicklung von Strategien zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biosphäre genutzt werden. Ein weiterer Förderschwerpunkt in BIOLOG beschäftigt sich mit der so genannten Biodiversitätsinformatik. Hier sollen mithilfe modernster Informationstechnologie die in Deutschland vorhandenen biodiversitätsrelevanten Datenbanken und Informationsbestände zugänglich gemacht und zum Zwecke einer verbesserten wissenschaftlichen Nutzung verknüpft werden. Diese Fördermaßnahme stellt nicht nur eine notwendige Verbesserung der nationalen Forschungsinfrastruktur dar. Sie ist auch in Zusammenhang mit dem geplanten internationalen wissenschaftlichen Kooperationsprojekt GBIF (Global Biodiversity Information Facility) zu sehen. GBIF wird eine vollständige weltweite Erfassung und Dokumentation biodiversitätsrelevanter Daten und Forschungsergebnisse und deren Zugang bzw. Austausch auf der Basis eines informationstechnologischen Netzwerkes ermöglichen. Die Bundesregierung wird sich mit jährlich 450 T US-$ beteiligen.

Die oben genannten speziell auf die Erforschung der Biodiversität ausgerichteten Projektförderaktivitäten der Bundesregierung machen ein jährliches Fördervolumen von ca. 30 Mio. DM aus. Wesentliche Teile der Forschungsempfehlungen des WBGU wurden, soweit sie vorlagen, dabei bereits aufgegriffen. Weitere Fördermaßnahmen sind geplant. Die Bundesregierung wird dabei die grundlegende sowie die mehr anwendungsorientierte Forschung noch stärker als bisher miteinander verknüpfen.

Die Bundesregierung setzt sich darüber hinaus für die Stärkung der internationalen Strukturen zur Koordinierung der Biodiversitätsforschung ein (DIVERSITAS).

6. Finanzierung und internationale Zusammenarbeit

Eine wichtige Rolle bei der Einführung von internationalen Umweltmindeststandards spielen die internationalen Finanzierungsinstitutionen, die ihren Vergabeentscheidungen zunehmend Umweltmindeststandards zugrunde legen. In diesem Prozess spielt die Globale Umweltfazilität (Global Environment Facility (GEF)) eine übergeordnete Rolle: Die GEF ist ein 1991 auf Vorschlag Frankreichs und Deutschlands gegründeter Finanzmechanismus, der die Umsetzung globaler Umweltabkommen unterstützt. Ihr Ziel ist die Finanzierung von Kosten, die in den Entwicklungsländern und den MOE/NUS-Staaten (Mittel-Ost-Europa/Neue unabhängige Staaten) zusätzlich entstehen, wenn sie bei Vorhaben Ziele des globalen Umweltschutzes berücksichtigen. Gefördert werden Projekte und Maßnahmen in den Bereichen Klima, biologische Vielfalt und Schutz der Ozonschicht sowie Maßnahmen im Bereich des internationalen Gewässerschutzes. Bis Juni 2000 (Ende des Geschäftsjahres) wurden von der GEF insgesamt rund 3 Mrd. US-$ für die Finanzierung von Projekten in 144 Ländern bereitgestellt: 39,8 % dieses Betrags, oder über 1,1 Mrd. US-$, entfielen dabei auf

den Bereich biologische Vielfalt: Deutschland trägt 11,4 % zum Finanzvolumen der GEF bei, ist damit drittgrößter Geber und hat einen ständigen Sitz im 16-köpfigen GEF-Verwaltungsrat.

Der WBGU schlägt in seinem Gutachten zur Finanzierung eines besseren Schutzes der Biodiversität folgende Instrumente vor:

– Förderung von Anreizmaßnahmen
– Weitere Förderung der GEF
– Weitere Förderung des naturschutzorientierten Schuldenaustauschhandels (dept for nature swaps)
– Durchführung der Kölner Schuldeninitiative
– Ausbau der öffentlichen Entwicklungshilfe
– Schaffung privater Biosphärenfonds und mit öffentlichen Mitteln geförderter Finanzierungssysteme

Zu Recht sieht der WBGU, dass die erforderlichen Mittel nur durch ein Maßnahmenbündel aufgebracht werden können, das sich sowohl an öffentliche als auch an private Träger wendet.

Dabei werden allerdings die Empfehlungen, die Mittel für die deutsche Entwicklungszusammenarbeit auf eine Zielgröße von 1 % des Bruttosozialprodukts zu erhöhen und neue Finanzierungssysteme zugunsten eines weltweiten Schutzgebietssystems einzuführen, von der Bundesregierung als unrealistisch eingestuft.

Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt wird künftig auch Vorhaben, die der Bewahrung undWiederherstellung des nationalen Naturerbes dienen, fördern, wobei sich die Förderung an den nachfolgenden Zielen zu orientieren hat:

– Aufrechterhaltung und Entwicklung der wesentlichen ökologischen Prozesse und lebenserhaltenden Systeme;
– Schutz und Entwicklung von Lebensräumen, von wild lebenden Arten und der natürlichen, standortspezifischen genetischen Diversität;
– nachhaltige Nutzung von Arten und Ökosystemen.

Anlage

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung
Globale Umweltveränderungen

Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre

Jahresgutachten 1999

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung
Globale Umweltveränderungen (WBGU)
Geschäftsstelle
Reichpietschufer 60–62
D-10785 Berlin
Deutschland

http://www.wbgu.de

Redaktionsschluß: 1.10.1999

Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen

(Stand: 1. Oktober 1999)

Prof. Dr. Friedrich O. Beese
Agronom: Direktor des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

Prof. Dr. Klaus Fraedrich
Meteorologe: Meteorologisches Institut der Universität Hamburg

Prof. Dr. Paul Klemmer
Ökonom: Präsident des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Essen

Prof. Dr. Dr. Juliane Kokott (Stellvertretende Vorsitzende)
Juristin: Lehrstuhl für Völkerrecht, Internationales Wirtschaftsrecht und Europarecht der Universität St. Gallen, Schweiz

Prof. Dr. Lenelis Kruse-Graumann
Psychologin: Schwerpunkt „Ökologische Psychologie“ der Fernuniversität Hagen

Prof. Dr. Christine Neumann
Ärztin: Lehrstuhl für Dermatologie und Venerologie, Universitätshautklinik Göttingen

Prof. Dr. Ortwin Renn
Soziologe: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart

Prof. Dr. Hans-Joachim Schellnhuber (Vorsitzender)
Physiker: Direktor des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung

Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze
Botaniker: Direktor am Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena

Prof. Dr. Max Tilzer
Limnologe: Lehrstuhl für aquatische Ökologie, Universität Konstanz

Prof. Dr. Paul Velsinger
Ökonom: Leiter des Fachgebiets Raumwirtschaftspolitik der Universität Dortmund

Prof. Dr. Horst Zimmermann
Ökonom: Leiter der Abteilung für Finanzwissenschaft der Universität Marburg

Danksagung

Die Erstellung dieses Gutachtens wäre ohne die engagierte und unermüdliche Arbeit der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Geschäftsstelle und der Beiratsmitglieder nicht möglich gewesen. Ihnen gilt der besondere Dank des Beirats.

Zum wissenschaftlichen Stab des WBGU gehörten während der Arbeiten an diesem Gutachten:

Prof. Dr. Meinhard Schulz-Baldes (Geschäftsführer, Geschäftsstelle Bremerhaven), Dr. Carsten Loose (Stellvertretender Geschäftsführer, Geschäftsstelle Bremerhaven), Dr. Frank Biermann, LL.M. (Geschäftsstelle Bremerhaven), Dr. Arthur Block (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung), Referendar-jur. Markus Böckenförde (Universität Düsseldorf), Dr. Astrid Bracher (Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven), Dipl.-Geogr. Gerald Busch (Universität Göttingen), Referendarin-jur. Cosima Erben (Universität Düsseldorf), Dipl.-Ing. Mark Fleischhauer (Universität Dortmund), Dr. Ursula Fuentes Hutfilter (Geschäftsstelle Bremerhaven), Dr. Georg Heiss (Geschäftsstelle Bremerhaven), Dr. Dirk Hilmes (Universitäts-Hautklinik Göttingen), Andreas Klinke, M.A. (Akademie für Technikfolgenabschätzung, Stuttgart), Dipl.-Psych. Dörthe Krömker (Fernuniversität Hagen), Dipl.-Geogr. Jacques Léonardi (Universität Hamburg), Dr. Roger Lienenkamp (Universität Dortmund), Dr. Heike Mumm (Universität Konstanz), Dipl.-Biol. Martina Mund (Universität Bayreuth), Dipl.-Volksw. Thilo Pahl (Universität Marburg), Dr. Benno Pilardeaux (Geschäftsstelle Bremerhaven), Dipl.-Geoökol. Christiane Ploetz (Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena), Dipl.-Biol. Michael Scherer-Lorenzen (Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena), Dipl.-Pol. Jessica Suplie (Geschäftsstelle Bremerhaven), Dr. Rüdiger Wink (Universität Bochum).

Danken möchte der Beirat insbesondere auch Vesna Karic-Fazlic und Ursula Liebert (Geschäftsstelle Bremerhaven) für die Sicherstellung eines reibungslosen organisatorischen und logistischen Ablaufs in der Zeit der Erstellung des Gutachtens sowie Martina Schneider-Kremer, M.A. (Geschäftsstelle Bremerhaven) für die Koordination der Textverarbeitung und umfangreiche redaktionelle Arbeiten.

Desweiteren dankt der Beirat den externen Gutachtern für die Zuarbeit und wertvolle Hilfe. Im einzelnen flossen folgende Gutachten und Stellungnahmen in das Jahresgutachten ein:

Frau Roswitha Asche, Biberach: Übersetzung forstlicher Fachausdrücke aus dem Italienischen ins Deutsche.

Dipl.-Ing. agr. Stephanie Franck, Fachbereich Landwirtschaft der Universität Kassel und MPI für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht, Dipl.-agr.-biol. Antje Schierholt, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen sowie Prof. Dr. Karl Hammer, Fachgebiet Agrarbiodiversität der Universität Kassel: Agrarbiodiversität: Bedrohung durch globale Veränderungen.

Dr. Oliver Fromm, Gesamthochschule Universität Kassel: Ökonomische Überarbeitung des WBGU-Sondergutachtens „Welt im Wandel: Umwelt und Ethik“.

Prof. Dr. Gerd Hubold, Bundesforschungsanstalt für Fischerei: Nachhaltige Entwicklung der Hochseefischerei.

Dipl.-Volksw. Wiebke Lass, Gesellschaft für Sozioökonomische Forschung (GSF), Potsdam sowie Dipl.-Geogr. Martin Cassel-Gintz, M.A., Dipl.-Phys. M. Phil. Oliver Moldenhauer, Dr. Gerhard Petschel-Held, Dr. Fritz Reusswig und Dipl.-Geographin Katja Woth (alle Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V.): Vernetzung von Bio- und Anthroposphäre: Das Raubbau-Syndrom.

Prof. Dr. Konrad Ott, Universität Greifswald: Ethik – Die Begründungen zum Schutz biologischer Vielfalt.

Dr. Thomas Plän, inf Informationsmanagement Biotechnologie, Regensburg: Indikatoren und Kritikalitätsanalyse sowie Bioprospecting: Nutzungsinteressen, Anwendungsgebiete und Potential.

Prof. Dr. W. Ströbele und PD Dr. Holger Wacker, Universität Münster: Umweltpolitische Bestandsaufnahme einer Biodiversitätspolitik.

Dr. Wolfgang Vischer, Tübingen: Philosophische Überarbeitung des WBGU-Sondergutachtens „Welt im Wandel: Umwelt und Ethik“.

Danken möchte der Beirat auch den Personen, die durch Hinweise und Beratung in zahlreichen Gesprächen der Arbeit am Gutachten wertvolle Dienste erwiesen haben: Prof. Dr. Hartmut Graßl (MPI für Meteorologie, Hamburg), Dr. Axel Kleidon (Stanford University), Prof. Dr. Helmut Kraus (Universität Bonn, Meteorologisches Institut), Prof. Dr. Hartmut Laatsch (Universität Göttingen, Institut für Organische Chemie), Dr. Gerhard Lammel (Institut für Meteorologie, Universität Hamburg), Prof. Dr. Colin Prentice (MPI für Biogeochemie Jena), Dr. Tobias Stoll (Max-Planck-Institut für deutsches und ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht, Heidelberg) und Dr. Beatrix Tappeser (Öko-Institut Freiburg).

Inhaltsübersicht

Inhaltsverzeichnis

Kästen

Tabellen

Abbildungen

Akronyme

ACFM	Advisory Committee for Fisheries Management (ICES)
AGDW	Arbeitsgemeinschaft deutscher Waldbesitzerverbände
AIA	Advance Informed Agreement
AIDS	Aquired Immune Deficiency Syndrome
ATBI´s	All Taxa Biodiversity Inventories
ASS	Acetylsalicylsäure
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BIODEPTH	Biodiversity and Ecosystem Processes in Terrestrial Herbaceous Ecosystems (EU)
BIOLOG	Forschungsprogramm „Biodiversität und Globaler Wandel“ (BMBF)
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMS	Bristol-Myers Squibb
BMZ	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BRIM	Biosphere Reserve Integrated Monitoring
BSP	Bruttosozialprodukt
CAC	Codex Alimentarius Commission (FAO, WHO)
CBD	Convention on Biological Diversity (UNCED)
CCAMLR	Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CCD	United Nations Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa
CDM	Clean Development Mechanism (FCCC)
CELSS	Controlled Ecological Life Support Systems (NASA)
CGIAR	Consultative Group of International Agricultural Research
CGRFA	Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture (FAO)
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (UN)
CLIVAR	Climate Variability and Predictability Programme (WCRP)
CMS	Convention on Migratory Species
COP	Conference of the Parties
CPGR	Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture
CSD	Commission on Sustainable Development (UN)
CST	Commission on Science and Technology (CCD)
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DIVERSITAS	Ecosystem Function of Biodiversity Programme (SCOPE, UNESCO, IUBS)
DMS	Dimethylsulfid
DNA	Desoxyribonucleic Acid
ECHAM	Klimamodell, auf dem ECMWF-Modell aufbauend
ECMWF	European Centre for Medium-range Weather Forecast
ESA	European Space Agency
ESCOP	European Scientific Cooperative for Phytotherapy
EU	Europäische Union
EZ	Entwicklungszusammenarbeit
FAO	United Nations Food and Agriculture Organization

FCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
FFH	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (EU)
FSC	Forest Stewardship Council, Kanada
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade
GBA	Global Biodiversity Assessment (GEF, UNEP)
GBIF	Global Biodiversity Information Facility (OECD)
GEF	Global Environment Facility (UN)
GFP	Gemeinsame Fischereipolitik (EU)
GISP	Global Invasive Species Program (IUCN, SCOPE, UNEP, UNESCO)
GOALS	Global Ocean-Atmosphere-Land System (CLIVAR)
GOOS	Global Ocean Observing System (WMO)
GPP	Gross Primary Production (Bruttoprimärproduktion)
GROMS	Global Register on Migratory Species
GTI	Global Taxonomy Initiative
GTZ	Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
GVO	Genetisch veränderte Organismen
HEAR	Hawaiian Ecosystems at Risk Project
HIPC	Highly Indebted Poor Countries Initiative (IWF, Weltbank)
IBOY	International Biodiversity Observation Year (DIVERSITAS)
ICBG	International Cooperative Biodiversity Group Programme (NIH)
ICCAT	International Commission on the Conservation of Atlantic Tuna
ICDP	Integrated Conservation Development Projects
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
ICSU	International Council of Scientific Unions
IFF	Intergovernmental Forum on Forests (UN)
IGBP	International Geosphere Biosphere Programme (ICSU)
ILO	International Labour Organization
IMA	Interministerielle Arbeitsgruppe der Bundesregierung
IMO	International Maritime Organization
INBio	Instituto Naçional de Biodiversidad, Costa Rica
INTECOL	International Association for Ecology
IPBD	Intergovernmental Panel on Biological Diversity (empfohlen)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (WMO, UNEP)
IPF	Intergovernmental Panel on Forests (UN)
IPPC	International Plant Protection Convention (FAO)
IRRI	International Rice Research Institute, Philippinen
ISSG	Invasive Species Group (IUCN)
IUBS	International Union of Biological Sciences (UNESCO, SCOPE)
IUCN	The World Conservation Union
IUFRO	International Union of Forestry Organizations
IUPGR	International Undertaking on Plant Genetic Resources (FAO)
IWF	Internationaler Währungsfonds
JGOFS	Joint Global Ocean Flux Study (IGBP)
KfW	Kreditanstalt für Wiederaufbau
LMOs	Living Modified Organisms
LPG	Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaft
LPJ	Lund-Potsdam-Jena-Modell (globales, dynamisches Vegetationsmodell)
MAB	Man and the Biosphere Programme (UNESCO)
MAT	Mutually Agreed Terms
MFCAL	Multifunctional Character of Agriculture and Land Approach (FAO)
MVP	Minimum Viable Population
NASA	National Aeronautics and Space Administration, USA
NBP	Net Biome Productivity (Nettobiomproduktivität)
NCI	National Cancer Institute, USA
NEP	Net Ecosystem Productivity (Nettoökosystemproduktivität)

NIH	National Institute of Health, USA
NPP	Net Primary Production (Nettoprimärproduktion)
NRO	Nichtregierungsorganisationen
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
ÖPUL	Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft
PCR	Polymerasekettenreaktion
PEFC	Pan-Europäische Zertifizierungsinitiative (Deutscher Forstwirtschaftsrat)
PIC	Prior Informed Consent
PVA	Population Viability Analysis
SBI	Subsidiary Body on Implementation
SBSTTA	Subsidiary Body on Scientific Technical and Technological Advice (COP)
SCOPE	Scientific Committee on Problems of the Environment (ICSU)
SHIFT	Studies on Human Impact on Forests and Floodplains in the Tropics (BMBF)
SPS	Agreement on the Application of Sanitary and Phytosanitary Measures (WTO)
STAP	Scientific and Technical Advisory Panel (GEF)
TEK	Traditional Ecological Knowledge
TEV	Total Economic Value
TFAP	Tropical Forest Action Plan
TISC	Tutzinger Initiative für eine Bodenkonvention
TÖB	Tropenökologisches Begleitprogramm (BMBF)
TRAFFIC	Trade Records Analysis of Flora and Fauna in Commerce (WWF, IUCN)
TRIPs	Trade-related Aspects of Intellectual Property Rights
TTX	Tetrodotoxin
UN	United Nations
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea
UNDP	United Nations Development Programme
UNEP	United Nations Environment Progamme
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation
UNIDO	United Nations Industrial Development Organization
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WCMC	World Conservation Monitoring Centre
WCP	World Climate Programme (ICSU)
WCPA	World Commission on Protected Areas (IUCN)
WCRP	World Climate Research Programme (WCP)
WHC	World Heritage Convention
WHO	World Health Organisation (UN)
WIPO	World Intellectual Property Organization
WMO	World Meteorological Organization (UN)
WTO	World Trade Organization (UN)
WTTC	World Travel and Tourism Council
WWF	World Wide Fund for Nature

Zusammenfassung für Entscheidungsträger

A

Die Krise der Biosphäre

Die Lebenswelt ist in eine tiefe Krise geraten: das natürliche Kapital unseres Planeten, die biologische Vielfalt, erleidet drastische Verluste. Wir erleben gegenwärtig die *6. Auslöschung der Gen- und Artenvielfalt.* Sie könnte die letzte große Krise, bei der vor 65 Millionen Jahren u. a. die Saurier ausstarben, an Geschwindigkeit sogar noch übertreffen. Mit dem Verlust der Tier- und Pflanzenarten gehen ihre genetischen und physiologischen Baupläne verloren, die z. B. für die Medizinforschung von großem Wert sein können. Im Bereich der Landwirtschaft stehen pflanzengenetische Ressourcen auf dem Spiel, die durch traditionelle Bewirtschaftung in Jahrhunderten herangezüchtet wurden. Diese Gen- und Artenverluste wiegen um so schwerer, als es sich um irreversible Vorgänge handelt: Verlorenes bleibt verloren, verpaßte Chancen kehren niemals wieder.

Die wesentliche Ursache für das Artensterben ist der Mensch, der die *Landschaften und Ökosysteme* der Welt durch Raubbau an Wäldern, Flächenkonversion für die Landwirtschaft, Urbanisierung usw. verändert. Das Areal für Ackerbau ist um fast das fünffache gewachsen, während die tropischen Regenwälder – ein „Hauptorgan“ der globalen Biosphäre – flächenmäßig mehr als halbiert worden sind.

Der Eingriff in den *globalen Metabolismus* der Biosphäre ist nicht weniger dramatisch: Nahezu die Hälfte der weltweiten Photosyntheseleistung der grünen Pflanzen wird heute durch den Menschen manipuliert; die CO_2-Konzentration der Atmosphäre ist durch zivilisatorische Prozesse bereits fast um ein Drittel erhöht worden. Bei der Stickstoffixierung und beim Süßwasserverbrauch werden die natürlichen Kreisläufe inzwischen sogar von den menschlichen Aktivitäten dominiert. Insgesamt gesehen bedeutet dies: Der Mensch ist dabei, einen planlosen Umbau des vorgefundenen Gebäudes der Biosphäre vorzunehmen.

Diese Entwicklung beeinträchtigt unsere natürlichen Lebensgrundlagen und letztlich unseren Wohlstand und unser Wohlbefinden. Mit dem Verlust von Genreserven ist die Nahrungsproduktion für eine weiter wachsende Weltbevölkerung gefährdet. Wichtige Chancen für die Weiterentwicklung von Forschung und Technologie drohen unwiderruflich verloren zu gehen. Die Anpassungsfähigkeit der Lebensgemeinschaften an Störungen wie den Klimawandel wird durch das Artensterben vermindert. Die Zerstörung der Vielfalt von Ökosystemen schmälert nicht nur das Naturerbe der Menschheit, sondern unterhöhlt sogar die ökologische Leistungsfähigkeit des „Systems Erde“. Ohne Biosphärenschutz sind lebenswichtige Funktionen (Klimaschutz, Bodenschutz, Küstenschutz usw.) gefährdet. Die Umgestaltung der Biosphäre ist für den Menschen bereits jetzt – und vermehrt in der Zukunft – mit unwägbaren Risiken und mit dem Verlust an Chancen und Lebensqualität verbunden.

Dringender Handlungsbedarf

Angesichts der dramatischen Lage der Biosphäre besteht dringender Handlungsbedarf für die internationale Politik. Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) widmet sich daher in seinem Jahresgutachten 1999 „Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre“ weniger der Beschreibung des Status quo und der Trendanalyse. Es geht vielmehr darum, aus seinem interdisziplinären Ansatz Antworten zum Umgang mit den akuten Problemen der Biosphäre im Sinn konkreter Politikberatung abzuleiten.

Die empfohlenen Maßnahmen können allerdings nur erfolgreich sein, wenn sie sich in die Logik eines *globalen Rahmenplans* zur „Biosphere Governance“ einfügen. Die Staatengemeinschaft wird sich entscheiden müssen, ob, wie und wo sie *bewahren, pflegen* oder *aktiv gestalten* will. Diese „Biosphere Governance“ wird noch lange Jahre im Schatten einer *tiefen Unkenntnis* über die Biosphäre stehen. Während z. B. im Klimabereich längst prognostische Fähigkeiten erworben worden sind, hat sich die Komplexität der planetarischen Lebenswelt erst in Ansätzen dem wissenschaftlichen Verständnis erschlossen. Es geht daher nicht nur um Handlungsempfehlungen, sondern auch um den Ansatz zu einer *Forschungsstrategie* zur Biosphäre.

Die Themen Biosphäre und biologische Vielfalt müssen daher künftig an prominenter Stelle auf der internationalen wie nationalen politischen Agenda stehen – für die Politik wie für die Forschung.

Imperative für die Bewahrung und Gestaltung der Biosphäre

Der Beirat hat in seinem Jahresgutachten 1999 fünf „biologische Imperative“ formuliert, an denen sich die Politik orientieren kann und mit denen die Werte der Biosphäre für heutige und kommende Generationen erhalten und nachhaltig genutzt werden können.

Erster Biologischer Imperativ: Integrität der Bioregionen bewahren

Der Beirat empfiehlt hierfür eine *Doppelstrategie*: Zum einen ist es sinnvoll, in den Regionen solche Zonen mit Nutzungsbeschränkungen zu belegen, bei denen die Erhaltung von regionalen Regelungsfunktionen oder das Bereitstellen ökosystemarer Leistungen im Vordergrund stehen sollte. Hinzu kommen die Schutzgebiete von überregionaler oder gar globaler Bedeutung. Zum anderen sollten aber auch in den Zonen, die sich für die extensive bzw. intensive Nutzung durch Land- und Forstwirtschaft eignen, Nachhaltigkeitsgrenzen nicht über-

schritten werden. Der Beirat hat für diese Zonen „Leitlinien“ definiert, die in der Nutzungspraxis den Verbleib im Bereich der Nachhaltigkeit garantieren sollen.

Zweiter Biologischer Imperativ: Aktuelle biologische Ressourcen sichern

Die *biologischen Ressourcen* , die für die ständig notwendige Anpassung und Weiterentwicklung der Nutzpflanzen und -tiere erforderlich sind, dürfen nicht gefährdet werden. Dazu gehören auch die wildverwandten Arten der genutzten Kulturpflanzen. Hierbei ist besonders auf Zonen zu achten, in denen wertvolle pflanzengenetische Ressourcen besonders konzentriert vorkommen („Genzentren“).

Dritter Biologischer Imperativ: Biopotentiale für die Zukunft erhalten

Die Biosphäre hält noch viele bislang unbekannte Stoffe und Baupläne für den Menschen bereit, deren *Optionswerte* im Hinblick auf eine künftige Nutzung gesichert werden müssen. Besonders große Chancen bestehen in Gebieten, in denen sich die biologische Vielfalt in natürlichen Ökosystemen konzentriert (z. B. tropische Wälder, Korallenriffe) und daher vergleichsweise viele interessante „Lösungen“ biochemischer oder struktureller Art zu finden sind. Diese Brennpunkte der biologischen Vielfalt sind besonders schützenswert.

Vierter Biologischer Imperativ: Das globale Naturerbe bewahren

In der internationalen Gemeinschaft gibt es einen globalen Konsens für den Erhalt des Naturerbes der Schöpfung. Die Gründe dafür sind vielfältig: sie reichen von konkreten „Überlebensargumenten“ bis zu eher normativ geprägten Begründungen. Hierfür benötigt man ein *Netzwerk von Schutzgebieten* , das repräsenta-tive Beispiele aller natürlichen Ökosystemtypen der Erde einschließt. Natürlich gehören nicht nur bestimmte Ökosysteme und Landschaften zum Naturerbe, sondern auch die in ihnen lebenden Arten. Daher sind *Artenschutzmaßnahmen* notwendig, wenn die Arten sonst keine Überlebenschance hätten.

Fünfter Biologischer Imperativ: Regelungsfunktionen der Biosphäre erhalten

Die großen *biogeochemischen Kreisläufe* des Erdsystems werden derzeit vom Menschen massiv beeinflußt. Die Kopplung zwischen Biosphäre und Klimasystem ist bereits heute betroffen, denn Klimaänderungen haben negative Auswirkungen auf die Biosphäre wie auch umgekehrt. Folglich läßt sich die globale „Leitplanke“, die der Beirat für den Klimaschutz bereits entwickelt hat, auf die Biosphäre übertragen und anwenden. Es gibt für den globalen Regelungsmechanismus geographisch explizite *Brennpunkte der Kritikalität*, die besondere Schutzmaßnahmen erfordern. Hieraus lassen sich Mindestforderungen an einen flächenhaften Ökosystemschutz ableiten.

Die Wissensdefizite ausräumen

Der vielleicht wichtigste Aspekt beim Thema „Biosphäre“ ist der eklatante Wissensmangel. Nur ein kleiner Teil der Arten ist bislang beschrieben, die Gesamtzahl der Arten weltweit ist nicht einmal der Größenordnung nach bekannt. Die wissenschaftliche Aufklärung der ökologischen Funktionen nur einer Art oder eines Ökosystems ist bereits anspruchsvoll und schwierig: die Aufgabe, dies umfassend zu tun, ist titanisch. Daher muß in der Biosphärenforschung eine klare Prioritätensetzung vorgenommen werden.

Eine Forschungsstrategie zur Biodiversität kann sich aber nicht auf biowissenschaftliche Forschung im engeren Sinn – etwa Taxonomie oder Ökosystemforschung – beschränken. Sie muß auch die Integration mit der nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt zustande bringen (agrar-, forst-, fischereiwirtschaftliche Forschung). Dies erfordert einen interdisziplinären Ansatz, der z. B. auch Ökonomie, Ethik, Psychologie und Soziologie mit einbindet.

Die Biosphärenkrise erfordert dabei ein problemorientiertes, strategisches Vorgehen der Forschung. Ausgangspunkt sollte die Kernfrage sein, welche der Leistungen oder Produkte gefährdet sind, die die Biosphäre für Mensch und Gesellschaft erbringt, und wieviel natürliche Ökosysteme und biologische Vielfalt lokal, regional und global notwendig sind, um die Ökosystemgüter und -leistungen langfristig zu sichern.

Der Beirat stellt in seinem Jahresgutachten 1999 einen strategischen Rahmen zur Biosphärenforschung vor, der als Grundlage für ein europäisch wie international vernetztes Forschungsprogramm dienen kann. Die Eckpunkte bilden drei Forderungen: (1) Priorität muß die Forschung zur Wissensbasis für die Umsetzung der biologischen Imperative und Leitplanken haben; (2) zusätzlich muß es Forschung zu konkreten Methoden und Instrumenten geben; (3) ist angesichts des Wissens- und Theoriedefizits eine breite Grundlagenforschung notwendig, die sowohl biologisch-ökologische als auch sozioökonomische Elemente enthalten muß.

Die politischen Kernempfehlungen des WBGU

Eine Leitplanke für die Biosphäre: 10–20% der Fläche schützen

Eine exakte, naturwissenschaftlich begründete Ableitung einer Leitplanke für den Biosphärenschutz im Sinne eines Flächenschutzanteils an der Gesamtfläche ist beim derzeitigen Kenntnisstand noch nicht möglich. Überschlagsrechnungen zur Erhaltung jeweils unterschiedlicher Bestandteile und Aspekte der Biosphäre aus den unterschiedlichen Bewertungen ihrer Funktion und ihres Wertes bieten bei aller methodischer Unzulänglichkeit aber wichtige Anhaltspunkte zur Orientierung. Die verschiedenen Ansätze kommen zu jeweils ähnlichen Größenordnungen: auf – repräsentativ ausgewählten – 10–20% der weltweiten Landfläche sollte die „Naturschutznutzung" die prioritäre Landnutzungsform sein. Daher hält der Beirat die Konsolidierung und Weiterentwicklung des bestehenden weltweiten Systems von Schutzgebieten für vordringlich. Neue Schutzgebiete sollten nach ökologischen Kriterien ausgewiesen, die vorhandenen Schutzgebiete in einen Zusammenhang gebracht und in Richtung auf ein Schutzgebietssystem entwickelt werden. In Deutschland ist der Stand der Umsetzung der entsprechenden europäischen Richtlinien jedoch noch unbefriedigend.

Ein weltweites effektives Schutzgebietssystem ist finanzierbar

Ein weltweites System von Schutzgebieten auf etwa 15% der Landfläche würde Mehrkosten von jährlich rund 38 Milliarden Mark verursachen. Das Schließen dieser Finanzierungslücke durch die internationale Gemeinschaft ist keine unmögliche Aufgabe. Durch Abbau von umweltschädlichen Subventionen, etwa für die Landwirtschaft, könnten entsprechende Mittel freigesetzt werden. Durch öffentliche Finanzierung allein wird die biologische Vielfalt allerdings global kaum geschützt werden können. Deshalb sollten die Bemühungen um die Schaffung eines privat betriebenen und steuerlich begünstigten „Biosphären-Fonds" politisch unterstützt werden. Der Beirat empfiehlt darüber hinaus, das Stiftungswesen in Deutschland steuerlich attraktiver zu gestalten, beispielsweise in Form eines novellierten Stiftungsrechts mit steuerlichen Begünstigungen für Umweltstiftungen.

Biodiversitätskonvention entschlossener umsetzen

Die Biodiversitätskonvention ist heute das zentrale internationale Regelwerk für die biologische Vielfalt mit breiter Akzeptanz. Die Vertragsstaaten verpflichten sich darin zur *Erhaltung* der biologischen Vielfalt, zu einer *nachhaltigen Nutzung* ihrer Bestandteile und zu einem *ausgewogenen Ausgleich* für die sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebenden Vorteile. Die Umsetzung dieser Ziele müßte in Deutschland energischer angegangen werden. Sie sollten z. B. vermehrt Eingang in klassische Ansätze des Natur- und Artenschutzes finden und diese um nachhaltige Nutzungskonzepte für die Biosphäre erweitern. Dabei geht es vor allem um die Einbeziehung der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, aber auch um die Felder Biotechnologie, Forschungsförderung, Wirtschafts- und Finanzpolitik sowie Entwicklungszusammenarbeit. Daher hält der Beirat die Erarbeitung einer nationalen Biodiversitätsstrategie für Deutschland für sinnvoll. Eine enge Zusammenarbeit der Bundesministerien ist dabei eine wichtige Voraussetzung; daher empfiehlt der Beirat die Einrichtung einer „Interministeriellen Arbeitsgruppe Biodiversitätspolitik".

„Zwischenstaatlichen Ausschuß für biologische Vielfalt"einrichten

Für die internationale Biosphärenpolitik fehlt es an ausreichender wissenschaftlicher Beratung. So wurde zwar mit einem 1995 erstellten Globalbericht der UN zur Lage der biologischen Vielfalt ein erster wissenschaftlicher Überblick vorgelegt, allerdings wurde diese Arbeit nicht kontinuierlich fortgeführt. Der Beirat empfiehlt zunächst zu prüfen, inwieweit diese Aufgaben durch eine engere Vernetzung vorhandener Gremien erfüllt werden könnten. Es ist allerdings davon auszugehen, daß darauf aufbauend die Einrichtung eines wissenschaftlichen Expertengremiums für Biodiversität notwendig ist, etwa in Form eines „Zwischenstaatlichen Ausschusses für biologische Vielfalt" (Intergovernmental Panel on Biodiversity, IPBD). In einem solchen Gremium könnten alle führenden Wissenschaftler zusammengeführt werden, wie dies für das Klimaproblem bereits erreicht wurde. Die Beiträge eines IPBD würden dem Biodiversitätsdiskurs mehr Objektivität verleihen. Auch die Wissenschaft würde hiervon durch verbesserte Koordination und Vernetzung profitieren. Der Beirat empfiehlt, bei der Einrichtung eines IPBD auf den Erfahrungen des Global Biodiversity Assessment und des IPCC aufzubauen, um eventuelle Konstruktionsschwächen von vornherein zu vermeiden.

MAB-Programm der UNESCO stärken

Das UNESCO-Programm „Mensch und Biosphäre" (MAB) bietet gute Chancen für die regionale Umsetzung der Biodiversitätskonvention. Insbesondere begrüßt der Beirat den Trend zu größeren, besser vernetz-

ten und zunehmend länderübergreifenden Biosphärenreservaten. Allerdings könnte das MAB-Programm als Instrument in der internationalen Zusammenarbeit zum Biosphärenschutz besser genutzt werden. Da es keinen eigenen Finanzierungsmechanismus hierfür gibt, sollten die Staaten ermutigt werden, vermehrt die Möglichkeiten der GEF zu nutzen.

Schutz der Wälder verbindlich regeln

Der Raubbau an den Wäldern geht unvermindert weiter, macht den Erfolg der Klimapolitik immer schwieriger und zerstört wertvolle biologische Vielfalt. Um den weltweiten Wälderschutz zu verbessern, hat sich der Beirat in der Vergangenheit für ein Waldprotokoll zur Biodiversitätskonvention ausgesprochen und hält diese Lösung auch weiterhin für die erfolgversprechendste. Wichtiger als die äußere Form der Vereinbarung ist allerdings ihre schnelle Verabschiedung und Verbindlichkeit. Auch private Aktivitäten sind eine wichtige Erfolgsbedingung für den globalen Wälderschutz. Als positive Beispiele sollten die Bemühungen zur Förderung einer nachhaltigen Waldwirtschaft durch Zertifizierung gefördert werden.

Vielfalt der Kulturpflanzen erhalten

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist für die globale Ernährungssicherheit von großer Bedeutung. Der Beirat empfiehlt daher, eine möglichst vielfältige, multifunktionelle landwirtschaftliche Produktion zu fördern. Für gefährdete Kulturpflanzen sollte eine Rote Liste erstellt werden, denn viele traditionelle Sorten drohen unwiederbringlich verloren zu gehen. Weltweit gilt ein erheblicher Teil der *Ex-situ* -Sammlungen seltener Pflanzenarten („Genbanken“) als gefährdet. Sie müssen daher gesichert, ergänzt und global vernetzt werden.

Chancen der Bioprospektierung nutzen

Die Entwicklung internationaler Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen, ihre nachhaltige Nutzung und der Vorteilsausgleich sollten im Rahmen der Biodiversitätskonvention zügig vorangetrieben werden. Dies bietet Chancen nicht nur für die Erhaltung biologischer Vielfalt, sondern auch für die Naturstoffindustrie. Eine wichtige Voraussetzung für die Zusammenarbeit mit den Herkunftsländern ist allerdings ihre angemessene Beteiligung an den Ergebnissen der Forschung und die Förderung ihrer nationalen Kapazitäten. Dabei müssen die geistigen Eigentumsrechte indigener Völker gewahrt bleiben. Für Naturstoffunternehmen wäre eine Anlaufstelle bei der GTZ zur Kooperationsvermittlung und Entwicklung von Beteiligungsstrategien sinnvoll. Der Beirat möchte anregen, mit den Verbänden die Möglichkeit der Entwicklung eines international übertragbaren Kennzeichnungssystems für nachhaltig produzierte Pharmaka zu prüfen.

„Bioregionales Management“ anwenden

Eine erfolgreiche internationale „Biosphärenpolitik“ weist aufgrund der Bezüge zum Klima- und Bodenschutz über die klassische Biodiversitätspolitik hinaus. Da der Staat allein diese Aufgabe nicht bewältigen kann, sollten möglichst viele Akteure und Institutionen eingebunden werden. Dabei geht es vor allem darum, den Schutz von Gen-, Arten- und Ökosystemvielfalt nicht getrennt von ihrer nachhaltigen Nutzung zu betrachten. Der Beirat empfiehlt, verstärkt die Strategie des „bioregionalen Managements“ für die Landnutzung anzuwenden, die sich an den Kategorien „Schutz vor Nutzung“, „Schutz durch Nutzung“ und „Schutz trotz Nutzung“ orientiert und auf die Einbindung aller wichtigen Akteure ausgerichtet ist. Dieses Konzept eignet sich insbesondere für die Entwicklungszusammenarbeit; es sollte aber auch geprüft werden, inwieweit dieser Ansatz mit dem deutschen Planungssystem besser in Einklang gebracht werden kann.

Bi- und multilaterale Zusammenarbeit intensivieren

Die Bedeutung der Entwicklungszusammenarbeit für den Biosphärenschutz ist kaum zu überschätzen, da sie Möglichkeiten für die notwendige Krisenbewältigung vor Ort bietet. Deutschland engagiert sich in hohem Maß für den internationalen Biosphärenschutz und ist drittgrößter Beitragszahler an die Globale Umweltfazilität (GEF). Auch beim naturschutzorientierten Schuldentauschhandel zählt die Bundesrepublik zu den Vorreitern. Die Initiative der Bundesregierung zum Schuldenerlaß für die hochverschuldeten armen Entwicklungsländer („Kölner Schuldeninitiative“) wird vom Beirat ausdrücklich begrüßt, weil sie den betroffenen Ländern mehr Handlungsspielraum auch für Naturschutzmaßnahmen einräumt. Dennoch ist ein höheres finanzielles Engagement der Industrieländer unumgänglich. Mit Besorgnis stellt der Beirat fest, daß auch Deutschland weiter denn je vom 0,7%-Ziel entfernt ist.

Einleitung: Der zivilisatorische Umbau der Biosphäre *oder* Die drei Säulen der Torheit

B

Im Frühjahr 1962 erschien das Buch „Der stumme Frühling“ der amerikanischen Biologin Rachel Carson – ein schwarzes Zeichen an der scheinbar makellosen Fassade der agroindustriellen Revolution der Nachkriegszeit, ein Buch, das der zaghaft aufkeimenden Umweltbewegung Kraft und Orientierung verlieh und damit möglicherweise den Gang der modernen Menschheitsgeschichte veränderte. Carsons Werk zeigte in einer bezwingenden Verbindung von Analyse und Poesie erstmals die Bedrohungen für die natürliche Lebenswelt auf, welche vom gedankenlosen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel ausgehen.

Fast vierzig Jahre später ist festzustellen, daß viele der Schreckensvisionen vom „stummen Frühling“ (gemäß der Logik der „self-avoiding prophecy“?) nicht Wirklichkeit geworden sind, daß jedoch manche Aspekte der ökologischen Realität des ausgehenden 20. Jahrhunderts Carsons schlimmste Vorahnungen auf banal-bösartige Weise in den Schatten stellen. In einer Kurzmeldung der FAZ vom 14. April 1999 heißt es lapidar: „Die Europäische Kommission hat die Einfuhr von Fisch und Fischereiprodukten aus dem ostafrikanischen Viktoriasee verboten. Manche Fischer leiten angeblich bewußt Pestizide in den See, um ihre Fangergebnisse zu verbessern. In den Anrainerstaaten Uganda, Tansania und Kenia waren in den vergangenen Wochen mehrere Personen an einer Vergiftung durch Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Fischen gestorben.“

Ist es nicht eine groteske Ironie des Schicksals der Biosphäre, daß diejenigen Chemikalien, deren ungewollte Nebenwirkung im Zusammenhang mit einer durchaus segensreichen Steigerung der Nahrungsmittelproduktion in den 60er Jahren angeprangert wurde, nun in den 90er Jahren gewollt zweckentfremdet werden, um mit ihrer toxischen Hauptwirkung höheres tierisches Leben unmittelbar zu vernichten? Diese Beobachtung macht in bestürzender Weise klar, daß die Schlacht des Menschen gegen die Schöpfung heute kaum mehr in den Wohlstandsmetropolen der „westlichen Zivilisation“ geschlagen wird, sondern hauptsächlich in den am wenigsten entwickelten Ländern der Erde, wo nackte Armut alle Skrupel und Selbstschutzerwägungen bei der Ausplünderung der verfügbaren Naturressourcen als schieren Luxus erscheinen läßt. Entsprechend bedenkenlos wird gegenwärtig in den meisten tropischen und subtropischen Regionen der Raubbau an Fauna und Flora vorangetrieben. Während in den Regenwäldern am Amazonas die Jagd auf die letzten Hyazinth-Aras (Schwarzmarktstückpreis: 80.000 DM) stattfindet und die ökologische Integrität des westafrikanischen Urwalds der Suche nach vereinzelten Edelholzbäumen geopfert wird, vollzieht sich die Zerstörung der Korallengärten des indonesischen Archipels durch Zyanid- und Dynamitfischerei in atemberaubendem Tempo.

Damit strebt der totale Triumph einer einzelnen Spezies über Millionen Arten in Koevolution der Vollendung entgegen; als Triumphbogen wird sich schließlich eine völlig umgebaute planetarische Biosphäre erheben. Dieses spektakulärste aller zivilisatorischen Denkmäler wird auf drei Hauptsäulen ruhen, nämlich

1. der Reduktion der Gen- und Artenvielfalt,
2. der Funktionalisierung und Homogenisierung der Ökosysteme und Landschaften,
3. der Modifikation der planetarischen Regelungsleistungen der Lebenswelt.

Arten, Landschaften, Kreisläufe – dies sind in der Tat die drei Grundmengen, welche im hyperkomplexen Zusammenspiel die Identität der prämodernen Biosphäre ausmachten (Kasten B-1). Der Mensch formt die zugehörigen Elemente nicht nur nach seinen kurzsichtigen Wünschen um, er reißt auch ihr Zusammenspiel aus dem evolutionären raumzeitlichen Zusammenhang und zwingt der Lebenswelt einen künstlichen, hochgradig instabilen Metabolismus auf. Beispielsweise werden essentielle Nährstoffe für das Pflanzenwachstum heute in größerem Maß durch die Maschinerie des Welthandels transportiert und verteilt als durch natürliche Prozesse.

Wieweit der Umbau der Biosphäre durch ihre moderne Leitart bereits fortgeschritten ist, belegen dürre Zahlen, aber vielleicht noch nachdrücklicher einige aktuelle, wahllos herausgegriffene Beispiele, welche ein grelles Licht auf die begrenzte Weisheit der „Baumeister“ werfen:

In Großbritannien wird seit Beginn des Jahres 1999 eine erbitterte Debatte über die ökologischen Risiken gentechnisch veränderter Nutzpflanzen geführt. Insbesondere die Auswirkungen freigesetzter Getreidesorten mit künstlicher Herbizidresistenz auf das natürliche Artengefüge einer gewachsenen Kulturlandschaft sind Gegenstand außerordentlich kontroverser Einschätzungen. Angesichts des beschränkten theoretischen Wissens und der fast vollständigen empirischen Ignoranz mancher Fachleute ist eine solche Debatte nicht nur verständlich, sondern auch notwendig (WBGU, 1998a). Sie wird allerdings unglaubwürdig und sogar kontraproduktiv, wenn sie die öffentliche Aufmerksamkeit von der Tatsache ablenkt, daß – jenseits aller Spekulationen – ein Schuldspruch über die ganz normale, „ordnungsgemäße“ Landwirtschaft in Sachen Artenvernichtung längst gefällt werden kann: Wie die Zeitschrift New Scientist in ihrer Ausgabe vom 27. Februar 1999 berichtet, sind in den Jahren 1971–1995 die Populationen der früher dominierenden britischen Vogelarten um bis zu 90% geschrumpft. „Das Problem ist durch den alltäglichen Gebrauch hochtoxischer Sprühmittel, das Niederreißen von Hecken und die unbarmherzige Ausweitung von Agrarpraktiken verursacht worden, denen wir weder mit kollektiver Energie noch kollektivem Willen entgegengewirkt haben.“

Einen fast rührenden Kontrapunkt zur zerstörerischen Alltagspraxis versucht ein zoologisches Projekt im

B **Einleitung**

Kasten B-1

Biosphäre und biologische Vielfalt

Zwei Kernbegriffe dieses Gutachtens, „Biosphäre“ und „biologische Vielfalt“, werden vom Beirat im Sinn der folgenden Definitionen verwendet:

Biosphäre
Die Biosphäre ist der von Leben erfüllte Raum der Erde, von der belebten Schicht der Erdkruste (inklusive der Seen und Ozeane) bis hin zur unteren Schicht der Atmosphäre. Die Biosphäre bildet ein nahezu ausschließlich von der Sonnenenergie angetriebenes *globales Ökosystem*, das aus Organismen und dem Teil der unbelebten Materie besteht, die mit den Organismen in Wechselwirkung steht. Sie ist gekennzeichnet durch komplexe, weltumspannende Stoffkreisläufe. Die Menschen (und ihre wirtschaftlichen Aktivitäten) sind als Lebewesen ebenfalls Bestandteile der Biosphäre. Die Biosphäre ist funktional eng mit den anderen Sphären der Welt, der Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre vernetzt (WBGU, 1993).

Biologische Vielfalt
Biologische Vielfalt (oder Biodiversität) steht für die Vielfalt der Lebensformen in allen ihren Ausprägungen und Beziehungen untereinander (WBGU, 1996b). Eingeschlossen ist die gesamte Bandbreite an Variation in und Variabilität zwischen Systemen und Organismen auf den verschiedenen Ebenen sowie die strukturellen und funktionellen Beziehungen zwischen diesen Ebenen, einschließlich des menschlichen Einwirkens:
– *Ökologische Diversität* (Vielfalt von Biomen, Landschaften und Ökosystemen bis hin zu ökologischen Nischen),
– *Diversität zwischen Organismen* (Vielfalt zwischen taxonomischen Gruppen wie Stämmen, Familien, Gattungen bis hin zu Arten),
– *Genetische Diversität* (Vielfalt von Populationen über Individuen bis hin zu Genen und Nukleotidsequenzen).

Hai-Bar-Naturreservat nahe der israelischen Hafenstadt Eilat zu setzen: Dort, inmitten der Negev-Wüste, sollen alle Tierarten, von denen die Heilige Schrift berichtet, auf einem begrenzten Areal wieder zusammengebracht werden. Trotz guter Erfolge bei der Rückführung von Oryxantilopen, Wildeseln und Straußen wird das Vorhaben sein Ziel nicht erreichen können, denn mindestens zwölf Großtierarten der vorchristlichen Zeit sind inzwischen weltweit ausgestorben. Noah kommt diesmal zu spät ...

Nach den tödlichen Lawinen, die der Winter 1999 den Ländern Österreich, Schweiz und Frankreich gebracht hat, war auch die Diskussion über den „naturgerechten“ Umgang mit einer der faszinierendsten Großlandschaften dieses Planeten kurz wieder aufgeflammt. Dabei ist die Umwandlung des Ökosystems Alpen in einen totalen Freizeitpark bereits nahezu abgeschlossen, die „Ischglisierung“ des schönsten verbliebenen Naturraums Europas hat zweifelhafte Maßstäbe auch für andere Gebirgslandschaften der Erde gesetzt.

Jährlich drängen 120 Mio. Touristen in die Alpenregion und verbuchen dabei 370 Mio. Übernachtungen. 90 Mio., also drei Viertel der „Erholungssuchenden“, kommen mit dem Auto. „Sie reisen nach einer schon 1994 von der Alpenschutzkommission CIPRA vorgenommenen Zählung über 4.000 km Autobahnen, 16.000 km Fern- und Hauptverkehrsstraßen, 80.000 km Nebenstraßen und 300.000 km Wirtschaftswege und Erschließungsstraßen. Es gibt 12.000 Seilbahnen und Liftanlagen, 3.400 km^2 Skigebiete; zwischen 1990 und 1995 hat sich die Zahl der Beschneiungsanlagen verdoppelt. Bedenkt man, daß nur 20% des Alpenraums für die Menschen nutzbar sind, wird erst richtig deutlich, wie sehr sich inzwischen hier Infrastruktur zusammendrängt und fast zwangsläufig die Polarisierung zwischen dem Schutz von Restflächen und Erschließungsgebieten immer mehr zunimmt.“ (T. Geus in der FAZ vom 18. März 1999).

Dies ist der Status Quo, der aber so rasch wie möglich mittels einer ultimativen Ausbauphase „überholt“ werden soll. „Vorgesehen sind 45 Bergbahnen, Skigebiete oder Skigebietserweiterungen – davon 30 in der Schweiz und 11 in Tirol – samt den dafür notwendigen Lawinenverbauungen, um in ungeschütztem Gebiet operieren zu können. Darüber hinaus 22 Wasserkraftwerke und Stauseen, 49 Fernstraßenprojekte, 5 Stromfernleitungstraßen und 18 thematisch gebundene Freizeitparks, zahllose Hotelkomplexe, weitere Beschneiungsanlagen und Golfplätze“ (T. Geus, siehe oben). Damit scheint die kurze Phase der Besinnung, in der die Umweltverbände etwas mehr Gehör fanden und das Bundesland Salzburg sogar ein Ausbau-Moratorium beschloß, ohne größere Beteiligung der Öffentlichkeit zu Ende zu gehen – das mediale Strohfeuer zum Lawinenwinter 1999 wird daran kaum etwas ändern. Die Versiegelung naturnaher Flächen, die Fragmentierung der Biotope und die Abdrängung bzw. Dezimierung endemischer Arten wird also in beschleunigter Weise vorangetrieben werden. Erst in einigen Jahrzehnten, wenn das Naturkapital weitgehend aufgezehrt ist und folglich keine Dividende für die Tourismusindustrie mehr abwirft, werden die Architekten der schönen neuen Alpenwelt erkennen, daß auch die ökologischen Serviceleistungen dieser Großlandschaft (z. B. die vegetationsbestimmte Regelung vieler hydrologischer Prozesse) mit der Unberührtheit dieses einzigartigen Naturraums verlorengegangen sind.

Und damit ist eine Hauptfunktion der Biosphäre angesprochen, welche weit über die Landschaftsskala hinausweist: Gemeint ist die Fähigkeit des terrestrischen und marinen Lebens, die großen Kreisläufe im System Erde (Wasser, klimawirksame Substanzen, Nährstoffe, Spurenelemente) in Gang zu halten und gegen extrinsische und intrinsische Störungen abzufedern. Das Leben ganz allein hält den Planeten in einem quasi-stationären Zustand fern vom thermodynamischen Gleichgewicht und schafft damit die Grundlage seiner eigenen Fortent-

wicklung zu Formen immer höherer Komplexität. Dieser Gesamtprozeß ist so verwickelt und vielgestaltig, daß die Wissenschaft erst heute in der Lage ist, die ersten, zögernden Schritte in Richtung eines rudimentären Begreifens auszuführen. Die überragende Bedeutung der Biosphäre für die Stabilität des Weltklimas ist dabei allerdings längst erkannt, auch wenn noch schwierige Rätsel zu lösen sind. Wie ist es beispielsweise dem Leben auf der Erde gelungen, den Sauerstoffgehalt der Atmosphäre über Hunderte von Jahrmillionen bei exakt 21% einzuregeln?

Das über Äonen ausbalancierte Fließgleichgewicht der Ökosphäre steht nun zum ersten Mal auf dem Spiel – durch den massiven Eingriff der menschlichen Zivilisation in Zusammensetzung und Struktur der planetarischen Lebenswelt. Ein Beispiel ist das „Hauptorgan" der Biosphäre, die Gesamtheit der tropischen Regenwälder. Seit Beginn des europäischen Kolonialismus sind diese flächenmäßig um mehr als 50% reduziert worden, wobei die Restbestände zumeist in ihrer inneren Funktionsfähigkeit geschwächt sind. Wie in der Zeitschrift Nature kürzlich berichtet wurde (Nepstad et al., 1999), schreitet die Vernichtung gegenwärtig mit einem doppelt so hohen Tempo voran, wie aufgrund der Satellitenfernerkundung zu vermuten war. Dies bedeutet konkret, daß allein in Amazonien jährlich rund 10.000– 15.000 km^2 Regenwald verschwinden – in El-Niño-Jahren kann sich diese Rate durch gewolltes und ungewolltes Feuer nochmals verdoppeln. Indessen spucken die Höchstleistungsrechner der führenden Klimamodellzentren ein neues Worst-Case-Szenario aus: Bei ungebremstem Klimawandel durch anthropogene Treibhausgasemissionen könnten die verbliebenen tropischen Regenwälder zur Mitte des nächsten Jahrhunderts großflächig zusammenbrechen und damit eine weitere Runde bei der galoppierenden Destabilisierung der Erdatmosphäre einläuten (Cramer et al., 1999a).

Dies ist glücklicherweise hypothetische, wenngleich beklemmende Zukunftsmusik, aber eine Zusammenschau der gegenwärtigen Trends beim zivilisatorischen Umbau der Biosphäre wirkt kaum weniger bedrückend: Die natürliche Artensterberate beträgt schätzungsweise 1–3 Spezies pro Jahr (May et al., 1995). Dieser Extinktionsprozeß dürfte durch menschliche Eingriffe inzwischen auf das *Tausendfache* gesteigert worden sein. Die in der Literatur genannten Abschätzungskorridore für das anthropogene Artensterben reichen von 1–130 Spezies *pro Tag* bzw. von 1–9% des Grundbestands pro Dekade.

Dies ist vor dem Hintergrund zu sehen, daß bisher 1,75 Mio. Arten gezählt wurden, tatsächlich aber viel mehr (20 Millionen?) in der Biosphäre existier(t)en. Explizit dokumentiert sind seit dem Jahre 1600 lediglich ca. 1.000 Artenauslöschungen. Diese Zahl stellt aber mit Sicherheit eine grobe Unterschätzung der wahren Extinktionsdynamik dar, die lediglich beweist, wie wenig wir über unsere Mitgeschöpfe wissen.

Es ist deshalb durchaus legitim, den zivilisatorischen Druck auf die Artenvielfalt als die „6. Auslöschung" in der Geschichte der irdischen Lebenswelt zu bezeichnen. Die fünf großen Lebenskrisen der Vergangenheit (vor 440 Mio., 365 Mio., 225 Mio., 210 Mio. und 65 Mio. Jahren) haben den Gang der planetarischen Evolution entscheidend geprägt. Über die Ursache der „Großen Fünf" streiten noch die Gelehrten – der Grund für die 6. Auslöschung, welche an Wucht und Geschwindigkeit ihre Vorgänger sogar noch übertreffen könnte, liegt dagegen allein in der Dominanz einer einzigen Spezies.

Nicht nur die anthropogene Artenreduktion trägt zum rapiden Verlust genetischer Vielfalt bei, sondern auch die systematische Ausmusterung natürlicher Spielarten vererbbarer Grundprogramme. Diese Feststellung trifft vor allem auf die Minderung pflanzengenetischer Ressourcen im Bereich der Landwirtschaft zu. Beispielsweise sind in Indonesien in den letzten 15 Jahren etwa 1.500 lokal angepaßte Reissorten ausgestorben; in Sri Lanka stammen inzwischen 75% aller agrarrelevanten Reissorten von einer Mutterpflanze ab (WRI et al., 1992). Diese Gen- und Artenverluste wiegen um so schwerer, als es sich um irreversible Vorgänge handelt: Verlorenes bleibt verloren, verpaßte Chancen kehren niemals wieder.

Was die Landschaften der Erde angeht, so findet bei allen funktionalen Typen eine tiefgreifende Konversion bzw. Degradation statt. Als Illustration mag der Hinweis dienen, daß in Kalifornien bereits 90% aller präkolumbianischen Feuchtgebiete verlorengegangen sind und die entsprechende Bilanz sieht weltweit nicht viel besser aus. Während die Wälder des Planeten in der Zeit von 1700–1980 flächenmäßig um fast 20% schrumpften, ist das Areal für Ackerbau um fast 500% gewachsen!

Der Eingriff in den globalen Metabolismus der Lebenswelt ist nicht weniger dramatisch: Etwa 40% der Photosyntheseleistung der grünen Pflanzen werden heute durch den Menschen manipuliert; die CO_2-Konzentration der Atmosphäre als Leitparameter für die Biosphäre ist durch zivilisatorische Prozesse bereits um über 30% erhöht worden; bei der Stickstoffixierung und beim Süßwasserverbrauch dominieren die Aktivitäten der Anthroposphäre sogar inzwischen die natürlichen Kreisläufe. Dies ist eine *Rekonstruktion* des vorgefundenen Gebäudes, keine Schönheitsreparatur.

Der Beirat versucht im vorliegenden Gutachten, den Umbau der Biosphäre als „Projekt der Moderne" zu beschreiben und zu erklären. Dabei wird sich die Untersuchung an der Umgestaltung der drei Hauptsäulen – Arten, Landschaften, Kreisläufe – orientieren, darüber hinaus aber auch die funktionellen Zusammenhänge aufzeigen, welche diese Säulen (und damit die unterschiedlichen raumzeitlichen Skalen) miteinander verknüpfen. Um das letztgenannte Ziel zu erreichen, greift der Beirat auf sein erprobtes Instrumentarium systemar-transdisziplinärer Ansätze zurück.

Kasten B-2

Nachhaltigkeit – was ist das?

Die Begriffe „Nachhaltigkeit" bzw. „nachhaltig" tauchen in der globalen Umweltdebatte zunächst in der Wortkombination „Nachhaltige Entwicklung" (englisch: „sustainable development" auf (World Commission on Environment and Development, 1987). Damit ist, bei strenger Auslegung, nichts anderes gemeint als eine Zukunft der Weltgemeinschaft, die von immerwährendem Fortschritt hinsichtlich Lebensbedingungen und -qualitäten geprägt ist. Versucht wird inzwischen auch, das Adjektiv „nachhaltig" für sich alleine zu verwenden: nachhaltig wirtschaften, nachhaltig konsumieren, nachhaltig schützen usw.

Wichtig ist dabei, daß etwa „nachhaltig wirtschaften" in der erweiterten Interpretation von „dauerhaft umweltgerecht und sozialverträglich wirtschaften" erscheint. Dazu soll offensichtlich die Komplementarität ökologischer, ökonomischer und soziopolitischer Aspekte betont werden. Allerdings ist diese Begriffsdeutung redundant, denn Umwelt- und Sozialverträglichkeit sind die Grundvoraussetzung für eine langfristig erfolgreiche Bewirtschaftung des Planeten Erde – diese Einsicht bildet ja geradezu das Credo des Rio-Prozesses.

Hinsichtlich der Operationalisierung des Begriffs „Nachhaltigkeit" zerfällt die relevante Literatur in ein Gemenge von Schulmeinungen, die durch teilweise disjunkte Paradigmen gekennzeichnet sind (Schellnhuber und Wenzel, 1998; Knaus und Renn, 1998). Das relativ banalste Leitbild ist dabei die Vorstellung, daß eine planetarische Entwicklung langfristig so vorgeplant werden könnte, daß sie alle Kriterien der Nachhaltigkeit erfüllen würde. Diese (im systemanalytischen Sinn) „globale" Steuerung setzt erhebliches Wissen über alle Zukünfte voraus und muß deshalb eine Illusion bleiben.

Dagegen bieten sich realistische Paradigmen im Sinn einer Lokalsteuerung an, etwa die Beachtung aggregierter Indikatorensysteme zur Bewertung und Steuerung des Mensch-Umwelt-Systems in einem stabileren und nachhaltigeren Zustand oder die Bewahrung gewisser Handlungsoptionen für die jeweils nachfolgende Generation.

Das am wenigsten ambitionierte und deshalb vom Beirat als am ehesten umsetzbar eingestufte Leitbild ist das Prinzip der Vermeidung sicher nichtnachhaltiger Bewegungen im Optionsraum, also das Leitplankenprinzip (WBGU, 1998a, 1999a). Es gründet sich auf die Identifizierung kurz- oder mittelfristiger Entwicklungspfade, die zu irreversiblen und/oder intolerablen Veränderungen des Status quo (z. B. des globalen Atmosphäre-Ozean-Zirkulationsmusters) führen. Diese Pfade sind zu vermeiden. Auf diese Weise wird Dauerhaftigkeit als Chance bewahrt, die Optimierung des verbleibenden Spielraums aber in die Verantwortung der jeweiligen Generationen gestellt.

WBGU-Gutachten stellen den Versuch einer Ganzheitsbetrachtung des jeweiligen Gegenstands dar. Es geht dabei aber weniger um eine reine Status- und Bedrohungsanalyse, die in der wissenschaftlichen Literatur bereits gut dokumentiert ist – und im Falle der Biosphäre allein mehrere Bände füllen müßte. Der Beirat bemüht sich vor allem um Antworten auf die Frage, welche nationalen und internationalen Maßnahmen adäquate Reaktionen auf den objektiven Befund darstellen. Im Fall der modernen Transformation der Lebenswelt sind solche Maßnahmen überfällig – sie können allerdings nur erfolgreich sein, wenn sie sich in die Logik eines *globalen Rahmenplans zur „Biosphere Governance"* einfügen. Was damit (nicht) gemeint ist, wird im Gutachten in Kap. I ausführlich erläutert. Vorab sei aber schon auf zwei ganz wesentliche Aspekte hingewiesen: Zum einen kann es nicht mehr darum gehen, *ob* „Biosphere Governance" erfolgen soll (diese ist auf erratisch-zusammenhanglose Weise ja längst Realität), sondern allein *wie* diese aussehen soll. Dabei wird sich die Staatengemeinschaft entscheiden müssen, ob, wie und wo sie *bewahren*, *pflegen* oder *aktiv gestalten* will. Natürlich sind Kombinationen dieser Strategien in raumzeitlicher Differenzierung denkbar. Zum anderen wird „Biosphere Governance" noch lange Jahre im Schatten einer tiefen *Unkenntnis* über die genaueren Mechanismen der Biosphärendynamik stehen. Während z. B. im Klimabereich längst solide prognostische Fähigkeiten erworben worden sind, hat sich die Komplexität der planetarischen Lebenswelt erst in Ansätzen dem wissenschaftlichen Verständnis erschlossen.

Aber der Globale Wandel schreitet beschleunigt voran und gewährt uns keine Denkpause. Wer die Weichen für eine global nachhaltige Entwicklung (Kasten B-2) dennoch stellen will, der muß heute vor allem tiefgreifende Entscheidungen über das weitere Schicksal der Biosphäre treffen – auch wenn nicht alle dieser Entscheidungen „korrekt" sein werden. Als Alternative verbliebe uns nur die Torheit, mit der gegenwärtig die drei Säulen der Lebenswelt geschleift werden.

Die Biosphäre im Zentrum der Mensch-Umwelt-Beziehung

C

Das biosphärenzentrierte Beziehungsgeflecht C 1

Die Biosphäre dürfte wohl die am stärksten vom Globalen Wandel betroffene Umweltsphäre sein. Der Beirat versteht unter dem Globalen Wandel die Veränderung der Leitparameter des Systems Erde (z. B. die Temperatur der Atmosphäre oder die Bevölkerungszahl), die Verschiebung großräumiger Strukturen, Prozesse und Muster, die Abnahme von Naturgütern mit strategischer Funktion sowie die Modifikation der Zusammenhänge im System Erde (WBGU, 1993). Von allen diesen Veränderungen ist die Biosphäre direkt und indirekt betroffen; sie prägt, modifiziert und stabilisiert die menschliche Umwelt in einem Ausmaß, das durch eine einfache reduktionistische Beschreibungsweise nicht ausreichend darstellbar ist.

Eingriffe des Menschen in die Biosphäre betreffen nicht nur die Biosphäre selbst, sondern immer auch mittelbar die Pedo-, Hydro- und Atmosphäre. Sie lösen komplexe Wirkungskaskaden aus, die nicht nur den Menschen direkt, sondern Biosphäre und Umwelt auch über indirekte, vermittelte Wirkungspfade betreffen, deren Dynamik sich unserem Verständnis noch weitgehend entzieht.

Modulare, analytische Systemansätze können immer nur Teilaspekte des ganzen Problemkreises erfassen. Daher hat der Beirat eine Methodik der phänomenologischen Systemerfassung entwickelt, die den Globalen Wandel als Gesamtphänomen erfaßt und für weitergehende Analysen problemzentrierte Beziehungsgeflechte zur Verfügung stellt (WBGU, 1996b).

Im Vordergrund steht dabei die Beschreibung der Veränderungen im System Erde als qualitative Muster, den sog. Trends des Globalen Wandels, und ihrer Wechselwirkungen in Form von Beziehungsgeflechten.

Es ist offensichtlich, daß ein biosphärenzentriertes Beziehungsgeflecht nicht in einem Schritt erstellt werden kann. Die Anwendung dieser Vorgehensweise verlangt zunächst die Identifikation der wichtigsten Trends. Die Biosphäre selbst ist bereits von einer Reihe interner Veränderungen geprägt, die sich wechselseitig beeinflussen (Kap. C 1.2). Im nächsten Schritt wird diese Analyse auf alle mit der Biosphäre zusammenhängenden Trends erweitert. Hierbei besteht selbst bei der gewählten hochaggregierten Betrachtungsweise das Problem, die Übersichtlichkeit und Nachvollziehbarkeit der Darstellung zu wahren. Um dieser Anforderung zu genügen, ist eine Zerlegung des biosphärenzentrierten Beziehungsgeflechtes in drei Problemgruppen sinnvoll. Dies sind die Wechselwirkungen, die mit

1. der Reduktion der Gen- und Artenvielfalt,
2. der Funktionalisierung und Homogenisierung von Ökosystemen und Landschaften,
3. der Modifikation der planetarischen Regelungsleistungen der Lebenswelt

in Verbindung stehen.

Diese Aufteilung erscheint auf den ersten Blick willkürlich. Die Analyse wird zeigen, daß damit typische Wirkungsketten erkennbar werden, die die Dynamik und Ausprägung der Schadensbilder widerspiegeln. Wirkungsketten oder -schleifen lassen sich zudem regional wiedererkennen. Der Beirat hat hierzu das sog. Syndromkonzept entwickelt, das eine Zerlegung des Globalen Wandels in regionale Schadensbilder ermöglicht (WBGU, 1994). Die oben genannten Wirkungsketten, die nach den wichtigsten Problemfeldern geordnet sind, lassen sich als Kernelemente der Syndrome kennzeichnen. Dieser Zusammenhang wird im letzten Teil des Kapitels dargestellt.

C 1.1
Die Trends des Globalen Wandels in der Biosphäre

Versetzt man sich in die Rolle eines globalen Beobachters, der mit einem „Verkleinerungsglas“ den weltweiten Wandel in der Biosphäre betrachtet, lassen sich globale Trends identifizieren, welche die Biosphäre als Folge ihrer Wechselwirkung mit der Anthroposphäre gefährden. Im folgenden werden jene biosphärischen Trends identifiziert und beschrieben, die der Beirat als besonders wesentlich für den Globalen Wandel ansieht. Diese Trends stehen teilweise untereinander oder mit Trends aus anderen Sphären (z. B. Hydrosphäre, Wirtschaft) in Wechselwirkung. Diese Verkettungen zu Wechselwirkungsgeflechten werden in den Kap. C 1.2 und C 1.3 genauer beschrieben.

Konversion natürlicher Ökosysteme

Der auffälligste Trend ist die *Konversion natürlicher Ökosysteme*. Hiermit ist die Umwandlung natürlicher oder naturnaher Ökosysteme in stark anthropogen geprägte gemeint. Dieser Vorgang ist auf absehbare Zeit irreversibel. So werden z. B. Wälder in Äcker, Weiden oder Plantagen umgewandelt, aber auch natürliche Wasserläufe in Kanäle. Diese Form der Landnutzungs-

Kontinent	Fläche	Ungestört	Teilweise gestört	Vom Menschen dominiert
	[km²]	[%]		
Europa	5.759.321	15,6	19,6	64,9
Asien	53.311.557	42,2	29,1	28,7
Afrika	33.985.316	48,9	35,8	15,4
Nordamerika	26.179.907	56,3	18,8	24,9
Südamerika	20.120.346	62,5	22,5	15,1
Australasien	9.487.262	62,3	25,8	12,0
Antarktis	13.208.983	100,0	0,0	0,0
Welt gesamt	162.052.691	51,9	24,2	23,9
Welt gesamt (ohne Fels- und Eisgebiete sowie unfruchtbares Land)	134.904.471	27,0	36,7	36,3

Tabelle C 1.1-1
Menschliche Beeinflussung von Ökosystemen weltweit. Als Kriterien wurden die Vegetation (primär, sekundär, Art der Land- und Forstwirtschaft), die Bevölkerungsdichte, menschliche Besiedlung und Landdegradation (z. B. Desertifikation) berücksichtigt.
Quelle: nach Hannah et al., 1994

änderung ist ein wesentlicher Faktor des Globalen Wandels und die vielleicht wichtigste Ursache für den Verlust biologischer Vielfalt (UNEP, 1995). So wird z. B. der Flächenverlust durch Konversion für die indomalaiischen Länder mit 68% und für die tropischen Länder Afrikas mit 65% angegeben (MacKinnon und MacKinnon, 1986). Heute gelten nur noch 27% der mit Vegetation bedeckten Erdoberfläche als vom Menschen nicht gestört (Tab. C 1.1-1).

Dieser Trend läßt sich vom Trend *Degradation natürlicher Ökosysteme* unterscheiden, bei der keine direkte Zerstörung natürlicher Strukturen stattfindet, sondern eine meist schleichende, anthropogene Beeinflussung, die sich durch allmählichen Struktur- oder Funktionsverlust auszeichnet (UNEP, 1995). Um eine genauere Differenzierung zu ermöglichen, wird der Trend *Degradation natürlicher Ökosysteme* in die drei folgenden Trends untergliedert.

Fragmentierung natürlicher Ökosysteme

Mit Fragmentierung ist die räumliche Zergliederung einst flächendeckender natürlicher Ökosysteme in kleinere, isolierte Teilgebiete gemeint, die z. B. durch Bau von Verkehrsinfrastruktur oder durch Konversion entsteht (Noss und Csuti, 1997). Hierdurch werden die Lebensräume einzelner Arten verkleinert und die Populationen voneinander isoliert. Die Fragmentierung verlangsamt den genetischen Austausch zwischen Populationen oder kann ihn sogar zum Erliegen bringen, so daß ein schleichender Artenverlust in den Fragmenten auftreten kann. Fragmentierung ist häufig nach einer großflächiger Konversion zu beobachten, z. B. bilden die bei der Rodung von Primärwald ausgenommenen Flächen einzelne „Inseln" inmitten von Ackerflächen, Weiden oder Sekundärvegetation, die vielfach zu klein sind, um ein längerfristiges Funktionieren der Teilökosysteme zu gewährleisten. Sowohl global als auch regional ist Fragmentierung eine der großen Bedrohungen für die biologische Vielfalt (WRI et al., 1992).

Schädigung von Ökosystemstruktur und -funktion

Hiermit ist der Verlust funktioneller Einheiten in einem Ökosystem angesprochen, der z. B. durch Ausrottung dominanter Arten oder von Schlüsselarten (Kap. D 2), durch Einwanderung nichtheimischer Arten (Kap. E 3.6) oder durch stoffliche Überlastung (Kap. E 3.2) ausgelöst werden kann. Hierdurch können die funktionellen Wechselwirkungen zwischen den Arten (z. B. Nahrungsnetze) so modifiziert werden, daß sich das Ökosystem stark verändert (Auslösung von Sukzession) oder die ursprünglichen ökologischen Leistungen nur noch eingeschränkt erbracht werden können (UNEP, 1995).

Stoffliche Überlastung natürlicher Ökosysteme

Es gibt eine Vielzahl von Substanzen, die negative Einflüsse auf Ökosysteme ausüben. Übermäßige Belastung durch organische (abbaubare) Stoffe und Nährsalze (z. B. Nitrat, Phosphat) können eine Eutrophierung in Seen, Fließ- und Küstengewässern auslösen und das Grundwasser gefährden. Schadstoffeinträge aus der Luft (z. B. SO_2, NO_x) und dadurch verursachter „saurer Regen" schädigen Wälder und Seen. Biologisch schwer abbaubare (persistente) Organochlorpestizide (z. B. DDT oder Lindan) aus Land- und Forstwirtschaft können direkte Schäden verursachen, aber auch indirekt über die Anreicherung in Nahrungsketten wirken. Nicht zuletzt gelangt aus vielerlei Quellen eine große Vielfalt toxischer Stoffe in die Biosphäre: z. B. belastet Quecksilber südamerikanische Fließgewässer als Folge von Goldgewinnung, Zyanide werden in südostasiatischen Riffen für die Lebendfischerei verwendet (Kap. E 2.4), Dioxin gelangt aus industriellen Prozessen in die Umwelt oder radioaktiver Abfall wird im Meer entsorgt (Strahlenbelastung). Die Folge dieser Stoffdeposition ist, daß heute kein Fleck der Erde mehr als frei von anthropogenen stofflichen Belastungen angesehen werden kann.

Gen- und Artenverlust
Der Gen- und Artenverlust ist eine einschneidende Folge der oben angesprochenen Ökosystemtrends (WBGU, 1996a; Stork, 1997). Die Erde befindet sich derzeit mitten in der „6. Auslöschung“ (Leakey und Lewin, 1996), also eines drastischen Zusammenbruchs der Artenzahlen (Kap. D 1.2). Es wird geschätzt, daß die heutige Aussterberate von Arten 1.000–10.000mal höher liegt als die natürliche Hintergrundrate (May und Tregonning, 1998). Das heute zu beobachtende Artensterben ist in Größenordnung und Geschwindigkeit durchaus mit der 5. Auslöschung am Übergang von der Kreidezeit zum Tertiär vergleichbar (Wilson, 1995). Auch die genetische Verarmung der wildlebenden Arten, das Aussterben der traditionellen Kulturpflanzensorten und ihrer wildverwandten Arten (Generosion) sind in den letzten Jahrzehnten zu besorgniserregenden Merkmalen des Globalen Wandels geworden (FAO, 1996b; Meyer et al., 1998; Kap. D 3.4 und I 2).

Resistenzbildung
Die Resistenzbildung beschreibt die Anpassungsfähigkeit von Parasiten oder Krankheitserregern bei Menschen, Tieren und Kulturpflanzen auf anthropogene Eingriffe, wie z. B. die zunehmende Widerstandsfähigkeit gegen Antibiotika oder Biozide. Dieser Trend ist der Grund, warum sich der Mensch bei der Bekämpfung von Krankheiten ständig in einem Wettlauf mit der Natur befindet: die Forschung muß gegen resistente Stämme neue Medikamente entwickeln und immer neue Gene in Nutzpflanzen einkreuzen (WBGU, 1999a; Kap. D 3.4). Dieser fortlaufende Entwicklungsprozeß ist seinerseits auf immer neues biologisches Material bzw. biologische Information aus der Natur angewiesen (Kap. D 3.3). Die erneute Verbreitung von Krankheiten, die man bereits unter Kontrolle glaubte, ist ein Indiz für die Bedeutung dieses globalen Trends (WHO, 1998; WBGU, 1999a).

Zunahme anthropogener Artenverschleppung
Dieser Trend bezeichnet die Verschleppung von Arten in andere Regionen, z. B. unbeabsichtigt durch das Ballastwasser von Schiffen oder beabsichtigt durch gezielte Ansiedlung (Sandlund et al., 1996). Auch die zunehmende Freisetzung genetisch modifizierter Arten kann unter diesem Begriff gefaßt werden. Dieser Trend ist eine der für die Biosphäre auffälligsten Folgen der Globalisierung und des zunehmenden internationalen Verkehrs und Handels. Er hat erhebliche Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und gilt neben Ökosystemkonversion als wichtigste Ursache für die bislang dokumentierten Verluste von Tierarten (WCMC, 1992). In Kap. E 3.6 wird der Trend eingehend behandelt.

Zunehmende Übernutzung natürlicher Ressourcen
Mit diesem Trend ist die nichtnachhaltige anthropogene Nutzung biologischer Ressourcen z. B. durch Jagd, Fischerei, Weide- oder Waldwirtschaft gemeint. Sie kann für die genutzte Art und häufig auch für das gesamte Ökosystem schwerwiegende Folgen haben und zu einer wesentlichen Ursache für den Artenverlust werden. Dieser Trend ist z. B. für 23% der bislang dokumentierten Verluste von Tierarten verantwortlich (WCMC, 1992). Damit ist das bewußte oder unbewußte Überschreiten der Grenze der Nachhaltigkeit im engeren Sinn gemeint: es wird mehr geerntet als nachwächst. Ein klassisches Beispiel ist die gegenwärtige Hochseefischerei (Kap. E 3.4). Die Folge ist im Extremfall die Ausrottung der „Zielart“, häufiger die Schädigung der Ökosystemstruktur und -funktion. Der Trend muß gegen die Konversion natürlicher Ökosysteme abgegrenzt werden: wenn z. B. ein Wald abgebrannt oder gerodet wird, dann wird die biologische Ressource nicht nur genutzt, sondern vollständig entfernt. Genutzt wird danach vor allem der Standort, z. B. für Ackerbau oder Siedlungen. Im Gegensatz hierzu steht die Übernutzung, z. B. der selektive Einschlag einer wertvollen Baumart, so daß der Wald bestehen bleibt, aber die Baumart aus dem Wald verschwindet.

Biosphärische Quellen und Senken
Von besonderer Bedeutung sind die Wirkungen der Biosphäre auf das Klima und den Wasserkreislauf (WBGU, 1998b). Durch den Trend *Verlust biosphärischer Senken* können beispielsweise anthropogene Einträge in die Atmosphäre eine größere Wirkung entfalten, weil die Biosphäre eine aktive Rolle in den Stoffkreisläufen spielt. Sie ist einerseits eine direkte Senke, beispielsweise für klimarelevante Spurengase. Andererseits wirkt sie als „Katalysator“ in den biogeochemischen Kreisläufen. Sie beschleunigt und intensiviert den Transfer von Kohlendioxid aus der Atmosphäre in den Boden, stabilisiert ein Konzentrationsungleichgewicht zwischen den Umweltkompartimenten (Atmosphäre – Boden, Atmosphäre – Wasser, Wasser – Boden) und intensiviert so auch über Verwitterungsprozesse die Stoffsenken.

Neben dem Verlust von Senken ist auch die Verstärkung biosphärischer Quellen nicht unerheblich. Die Biosphäre kann eine Reihe umwelt- und auch klimarelevanter Substanzen direkt emittieren. Neben der Beeinflussung des lokalen Wasserkreislaufs werden zunehmend auch komplexere Kontrollmechanismen diskutiert. Die Emission von Dimethylsulfid (DMS) durch manche Meeresalgen führt z. B. zu verstärkter Wolkenbildung und damit über die Albedo der Wolken zu einer homöostatischen Beeinflussung des Klimas (Kap. F 1). Weitere Aspekte sind die Emission von CO_2 durch Bodenlebewesen oder die Freiset-

zung von Nährstoffen durch biogene Verwitterung von Mineralien.

C 1.2 Direkte Wirkungsmechanismen innerhalb der Biosphäre

Die in Kap. C 1.1 beschriebenen Trends der Biosphäre sind nicht isoliert voneinander zu betrachten, sie stehen teilweise unmittelbar in Wechselwirkung. Dabei sollte der Begriff „Wechselwirkung" nicht rein mechanistisch verstanden werden, vielmehr sind folgende Muster gemeint: Trend A und Trend B treten gemeinsam in einer Region auf, in der eine Umweltdegradation erkennbar ist. Dieses ist in vielen Fällen durch eine nachvollziehbare kausale Beziehung zwischen Ursache und Wirkung begründet, kann aber auch eine nur schwache indirekte Kopplung sein, die lediglich auf eine tiefer liegende Ursache für die Koinzidenz schließen läßt.

Abb. C 1.2-1 veranschaulicht diese dynamische Vernetzung. Besonders wichtige Wechselwirkungen betreffen vor allem die beiden Trends *Schädigung von Ökosystemstruktur und -funktion* sowie *Gen- und Artenverlust*. Beide Trends korrelieren miteinander und können sich wechselseitig soweit verstärken, daß im Extremfall das Ökosystem kollabiert und durch einen anderen Ökosystemtyp ersetzt wird (Kap. D 2.4). Direkte Einwirkungen auf beide Trends gehen von den „primären" Verursachern aus: Konversion, Fragmentierung und stoffliche Überlastung natürlicher Ökosysteme, Artenverschleppung und Übernutzung. Die Konversion ist besonders schwerwiegend, da sie nicht nur Artenverlust zur Folge hat, sondern auch die Senkenwirkung der natürlichen Ökosysteme verringert und außerdem biosphärische Quellen (z. B. CO_2, CH_4) verstärkt werden (WBGU, 1998b). Der bereits oben erwähnte enge Zusammenhang zwischen Konversion und Fragmentierung wird durch eine entsprechend starke Wechselwirkung abgebildet. Fragmentierung und Isolierung haben durch populationsbiologische Prozesse in der Regel Gen- und Artverlust des natürlichen Ökosystems zur Folge (Loeschke et al., 1994). Die sich nach Konversion und Fragmentierung entwickelnde Kulturlandschaft kann unter Umständen infolge des höheren Angebots an Ökosystemtypen sogar an Artenreichtum zunehmen, die biologische Vielfalt der ursprünglichen Ökosysteme nimmt allerdings ab (dies gilt z. B. für das nacheiszeitliche Mitteleuropa; Kap. E 2.1). Die Zunahme anthropogener Artenverschleppung kann einen verheerenden Einfluß auf die Struktur der betroffenen natürlichen Ökosysteme ausüben, wenn die eingeschleppte Art auf ein hohes Ressourcenangebot bei nur wenigen biologischen „Gegenspielern" (z. B. Konkurrenten, Räuber, Parasiten) trifft. Direkter oder indirekter Gen- und Artverlust kann die Folge sein (Kap. E 3.6).

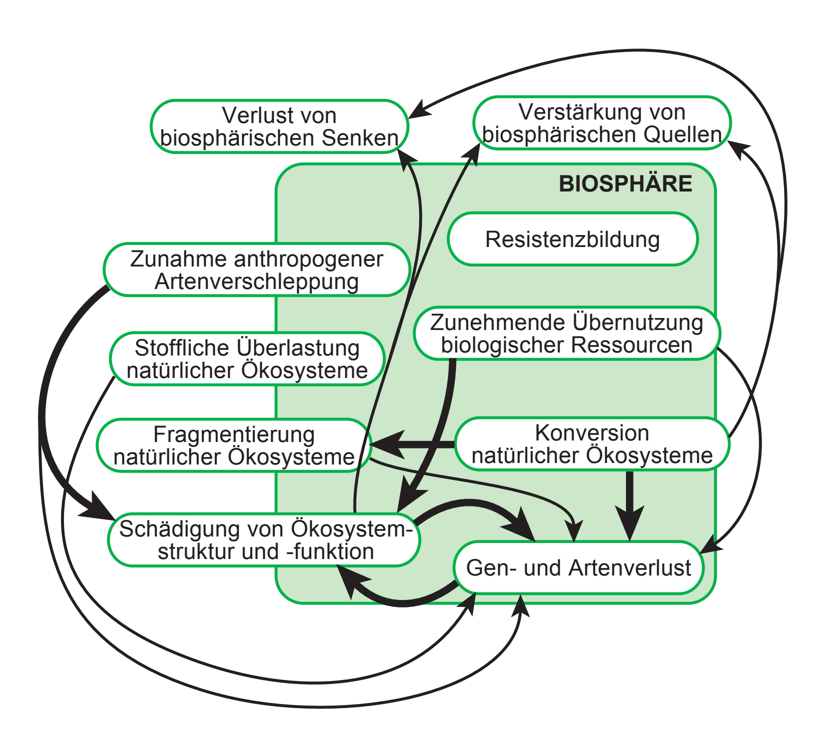


Abbildung C 1.2-1
Trends und ihre Wechselwirkungen innerhalb der Biosphäre. Dicke Pfeile beschreiben besonders wichtige Wechselwirkungen.
Quelle: WBGU

C 1.3
Wirkungsschleifen im biosphärenzentrierten Beziehungsgeflecht des Globalen Wandels

Die oben dargestellten Beziehungen innerhalb der Biosphäre prägen einen großen Teil ihrer Dynamik. Die Biosphäre ist aber auch mit den anderen Sphären des Globalen Wandels vernetzt: Trends z. B. aus der Hydrosphäre oder der Wirtschaft wirken in die Biosphäre hinein und lösen dort Wirkungsketten aus, die die Degradationstrends in der Biosphäre verstärken können. Diese tieferliegenden Triebkräfte sollen hier beschrieben werden.

Wenn man sich die Fülle der weltweiten Veränderungen im Rahmen des Globalen Wandels vergegenwärtigt, dann sind es überraschenderweise nur relativ wenige, allerdings wichtige Trends, die von „außen“ auf die Biosphäre einwirken. Man kann versuchen, die Komplexität einzelner Biosphärenschädigungen zu erfassen, indem diese wichtigen Trends markiert und ihre Zusammenhänge mittels verstärkender oder abschwächender Pfeile verdeutlicht werden. Dabei sind charakteristische Wirkungsketten zu erkennen, d. h. über Pfeile verbundene Trends, die Sequenzen in einer größeren, geschlossenen Wirkungsschleife darstellen. Solche Wirkungsschleifen weisen spezifische Degradationsmuster auf und identifizieren die wesentlichen Probleme in der Biosphäre. Natürlich läßt eine Wirkungsschleife nicht alle Ursachen und Folgen erkennen, das könnte nur eine vollständige Syndromanalyse leisten, bei der einzelne Sequenzen oder Wirkungsketten der Wirkungsschleife einem oder mehreren Syndromen zugeordnet werden (z. B. Raubbau-Syndrom; Kap. G). Dennoch verdeutlichen die Wirkungsschleifen die Einbettung der Biosphärenschädigungen in die Dynamik des Globalen Wandels. Im folgenden werden beispielhaft 7 dieser typischen Wirkungsschleifen vorgestellt, die wesentlichen Einfluß auf die weltweit zu beobachtende Degradation der Biosphäre haben.

C 1.3.1
Gefährdung der Gen- und Artenvielfalt

Für die Beschreibung von Wirkungsschleifen, in denen die Auswirkungen des Trends *Gen- und Artenverlust* im Mittelpunkt stehen, wurden zwei global relevante Beispiele ausgewählt, die für die Funktion der biologischen Vielfalt als „Überlebensversicherung“ typisch sind (Abb. C 1.3-1):

1. Gefährdung der Ernährungssicherheit durch Verlust von Gen- und Artenvielfalt
2. Gefährdung der Gewinnung von Natur- und Wirkstoffen durch Verlust von Gen- und Artenvielfalt.

Gefährdung der Ernährungssicherheit

Wie stark die Sicherung der Ernährung und die dafür notwendige Gen- und Artenvielfalt durch den Globalen Wandel beeinflußt werden, wurde vom Beirat bereits mehrfach dargestellt (WBGU, 1998a, b) und wird in diesem Gutachten weiter vertieft (Kap. D 3.4). Die globale Bedeutung dieses Themas wurde 1997 durch die Behandlung auf dem UN-Welternährungsgipfel und der FAO-Konferenz zu pflanzengenetischen Ressourcen deutlich (BML und ZADI, 1997).

Zwei Trends führen direkt zu Gen- und Artenverlust: die *Intensivierung der Landwirtschaft* und der *Rückgang der traditionellen Landwirtschaft*. Beide Trends bewirken, daß traditionelle Kulturpflanzensorten und seltene Nutztierrassen durch Hochleistungssorten bzw. -rassen verdrängt werden. Die traditionellen Landsorten bilden ein wertvolles Genreservoir, um für die Welternährung wichtige Kulturpflanzen durch Züchtung oder Gentransfer an veränderte Umweltbedingungen oder neue Krankheitserreger anzupassen (Kap. D 3.4; Kap. I 1.2). Somit können Gen- und Artenverluste den Fortschritt in der Bio- und Gentechnologie blockieren bzw. verlangsamen und letztlich die Steigerung der Nahrungsproduktion behindern. Als Folge kann sich der Zwang erhöhen, die landwirtschaftliche Fläche auszuweiten oder zu intensivieren, was den selbstverstärkenden Wirkungskreis schließt. Diese Wirkungsschleife motiviert eine der biosphärischen Imperative des Beirats: die Bewahrung der Ressourcen für Ernährungssicherung (Kap. I 1.2).

Der Verlust von Natur- und Wirkstoffen

Der Gen- und Artenverlust behindert die Entwicklung neuer Wirkstoffe, die stoffliche Substitution, Fortschritte in der Medizin und in der Bio- und Gentechnologie dadurch, daß der Vorrat an biologischem Material mit Vorbildcharakter kleiner wird. Es sind bereits Fälle bekannt geworden, in denen eine Art, die im Labortest wertvolle Eigenschaften zeigte, bei erneuter Feldforschung infolge Ökosystemkonversion nicht mehr gefunden werden konnte. Diese Entwicklung wird dadurch verstärkt, daß der Verlust traditioneller gesellschaftlicher Strukturen und Lebensstile auch mit dem Verlust des traditionellen Wissens der Bevölkerung mit ihren Schamanen und Medizinmännern und -frauen über die verschiedenen Arten, ihre Eigenschaften und Anwendungsmöglichkeiten (z. B. traditionelle Heil- oder Nutzpflanzen) verbunden ist (Kap. D 3.3 und E 3.5). Der medizinischen und technologischen Forschung geht hier ein lebendiger und wertvoller Wissensvorrat verloren. Eine positive Rückkopplungsschleife ist die folgende: Pharmakonzerne oder andere auf Naturstoffe angewiesene Unternehmen haben ein Interesse daran, die Gen- und Artenvielfalt in den von ihnen genutzten Ökosystemen zu schützen, damit auch in Zukunft auf diese Quellen zurückgegriffen werden kann. Ein Beispiel für diesen Zusammenhang bietet der

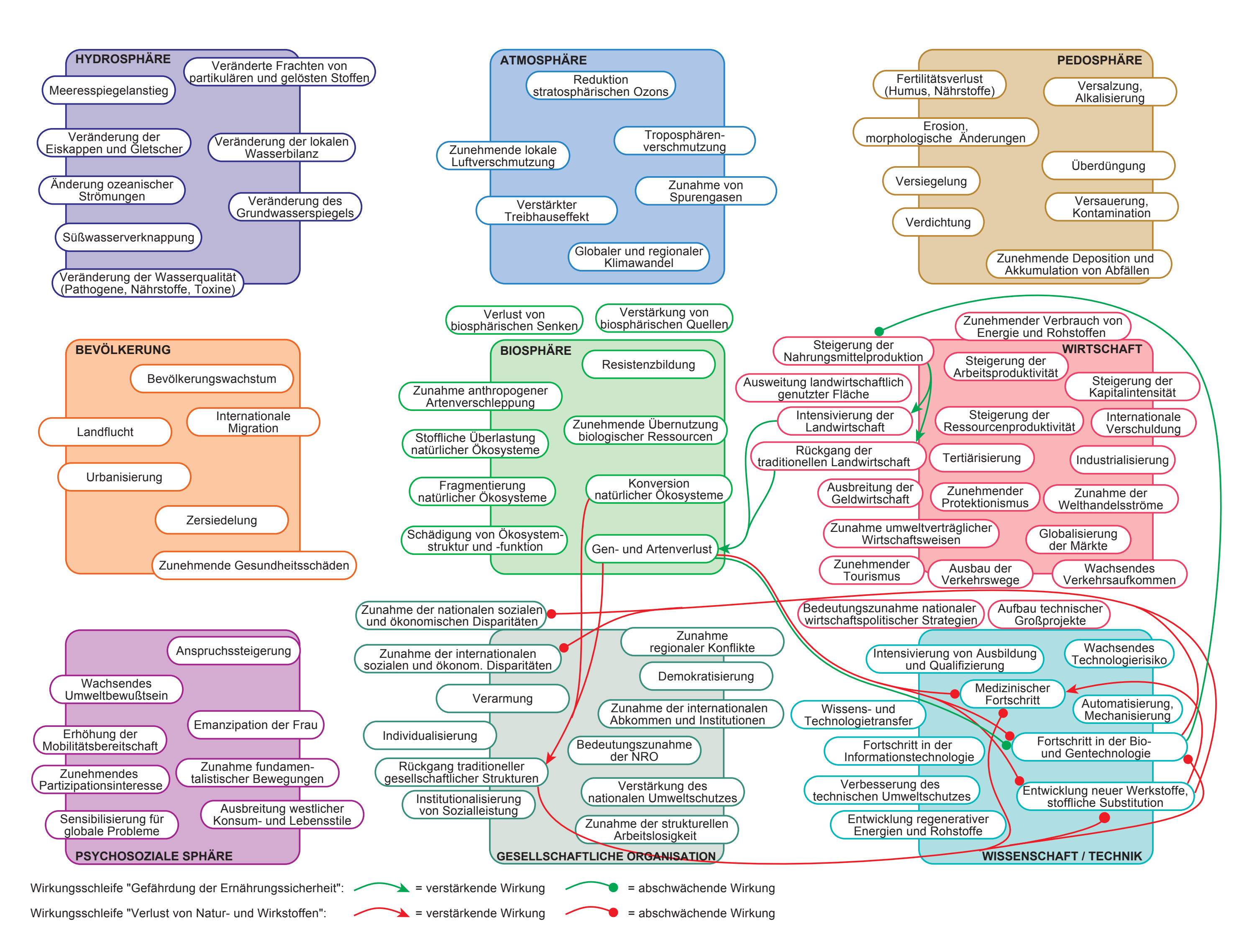


Abbildung C 1.3-1
Beziehungsgeflecht zu Folgen des Gen- und Artenverlusts.
Quelle: WBGU

Vertrag zwischen INBio, Costa Rica und der Firma Merck (WBGU, 1996a; Kap. D 3.3), der als Zunahme umweltverträglicher Wirtschaftsweisen interpretiert werden kann.

C 1.3.2
Fehlentwicklungen in Natur- und Kulturlandschaften

Die Zerstörung natürlicher Ökosysteme

Das Drängen vor allem vieler Entwicklungsländer nach rascher wirtschaftlicher Entwicklung, das oft mit einer Vernachlässigung der Langfristfolgen verbunden ist, ist eine wesentliche Triebkraft für die Konversion natürlicher Ökosysteme (Abb. C 1.3-2). Es geht dabei vor allem – aber nicht ausschließlich – um die Ernte von Primärwäldern (Kap. E 2.2) und die Erwirtschaftung von Devisen aus dem Verkauf von z. B. Stammholz oder daraus im Lande gefertigten Produkten. Der zunehmende Verbrauch von Energie und Rohstoffen und die „nachgeschalteten“ Trends *Industrialisierung* , *Globalisierung* und *Zunahme von Welthandelsströmen* sind hier indirekte Triebkräfte. Auch die internationale Verschuldung kann zur Konversion beitragen, da hierdurch der Zwang zur Devisenerwirtschaftung weiter verstärkt wird. Konversion verläuft in gegenseitiger Verstärkung parallel mit der Ausweitung von Verkehrswegen, denn sie sind die Voraussetzung für den Abtransport der Stämme und öffnen den Weg für einwandernde Bevölkerung. Die gerodeten – oder, im Fall der Konversion von Feuchtgebieten, entwässerten – Flächen werden häufig direkt im Anschluß landwirtschaftlich genutzt (Ausweitung landwirtschaftlich genutzter Fläche), um der wachsenden Bevölkerung eine Lebensgrundlage zu bieten. Dieser Zusammenhang bietet eine zweite, wichtige Motivation für die Konversion, die auch auf Flächen stattfindet, auf denen die Holzernte allein nicht lohnt.

Die Auswirkungen der Konversion sind je nach Region und natürlichen Gegebenheiten (Boden, Klima) unterschiedlich. Es lassen sich dennoch einige Wechselbeziehungen identifizieren, die immer wieder zu finden sind. So ist z. B. die Konversion natürlicher Ökosysteme gleichbedeutend mit einer Freilegung des Bodens gegenüber der Witterung, was Erosion und Ausschwemmung von Nährstoffen und Humus zur Folge hat. Die Bodendegradation hat vor allem in Bergregionen häufig die Verödung und Verkarstung großer Flächen zur Folge.

In tropischen Regionen ist die landwirtschaftliche Nutzung nach der Rodung des Primärwalds wegen der Auslaugung der Böden nicht lange aufrechtzuerhalten (Fertilitätsverlust): Am Ende der Sukzession steht bereits nach wenigen Jahren ein unfruchtbares Grasland, das nicht genutzt werden kann und nur mit sehr hohem Aufwand rekultivierbar ist. Der Kreis schließt sich schnell, da die sinkenden Erträge zu einer erneuten Ausweitung der Ackerflächen zwingen. Die erneute Rodung und nachfolgende Bewirtschaftung zerstört wiederum naturnahe Flächen. Die Konversion hat in der Biosphäre die in Kap. C 1.2 und E 2.2 beschriebenen Folgen: die biologische Vielfalt geht im Wechselspiel von Fragmentierung und Schädigung der Ökosystemstruktur und -funktion verloren.

Die Schädigung von Ökosyst emleistungen

Wenn sich diese Entwicklung auf großen Flächen oder in besonders empfindlichen Regionen vollzieht, dann gibt es eine „Seitenschleife“, die die Vorgänge weiter beschleunigt und verschlimmert. Die großflächige Konversion von Wald verändert auch immer den lokalen Wasserhaushalt. Wälder erbringen hier besonders wichtige Ökosystemleistungen (Kap. D 2; Kasten D 2.5-1): Niederschlag und direkter Abfluß werden abgebremst, der Wald speichert erhebliche Mengen des Niederschlags und gibt ihn nur allmählich wieder an die Umwelt ab. Dadurch gelangt ein weit größerer Anteil durch die Evapotranspiration der Pflanzen wieder in die Atmosphäre und fördert so die lokale Niederschlagstätigkeit. Der Wasserkreislauf ist also lokal kurzgeschlossen, und die Verweilzeit des Wassers in der Region wird verlängert. Durch die Rodung von Wäldern, insbesondere bei Bergwäldern mit Hangneigung, werden diese Ökosystemleistungen gefährdet. Unmittelbare Auswirkungen sind Bodenerosion sowie Nährstoff- und Humusausschwemmung. Diese Bodendegradation verstärkt damit die oben beschriebene Wirkungsschleife. Indirekt wird diese Schleife durch die Änderung des lokalen und regionalen Klimas weiter vorangetrieben: die Verringerung der Niederschlagsneigung kann für die verbliebenen naturnahen Ökosysteme eine hohe zusätzliche Belastung bedeuten.

Es gibt zusätzlich eine weitere indirekte Folge der verstärkten Erosion. Der ausgeschwemmte Boden verstärkt die Sediment- und Nährstofffrachten der Fließgewässer, wodurch Süßwasser- und Küstenökosysteme stofflich überlastet werden können. Andererseits wird aber auch das Gleichgewicht in Fließgewässern direkt verschoben, so daß beispielsweise Ufererosion oder verstärkte Sedimentation in den Flußdeltas naturnahe Ökosysteme bedrohen können (Kap. E 2.4).

Einbringung nichtheimischer Arten

Seit dem Mittelalter führt die stark gewachsene Reise- und Handelsaktivität dazu, daß Organismen zunehmend biogeographische Barrieren überwinden. Es kann sich zwar nur ein geringer Bruchteil der verschleppten Arten im neuen Lebensraum etablieren, dieser aber oftmals mit erheblichen Auswirkungen für die heimischen Ökosysteme (Kap. E 3.6).

Es gibt weltweit viele Beispiele für die Schädigung von Ökosystemstruktur und -funktion durch nichtheimische Arten (Bright, 1998). Da sich neue Arten in

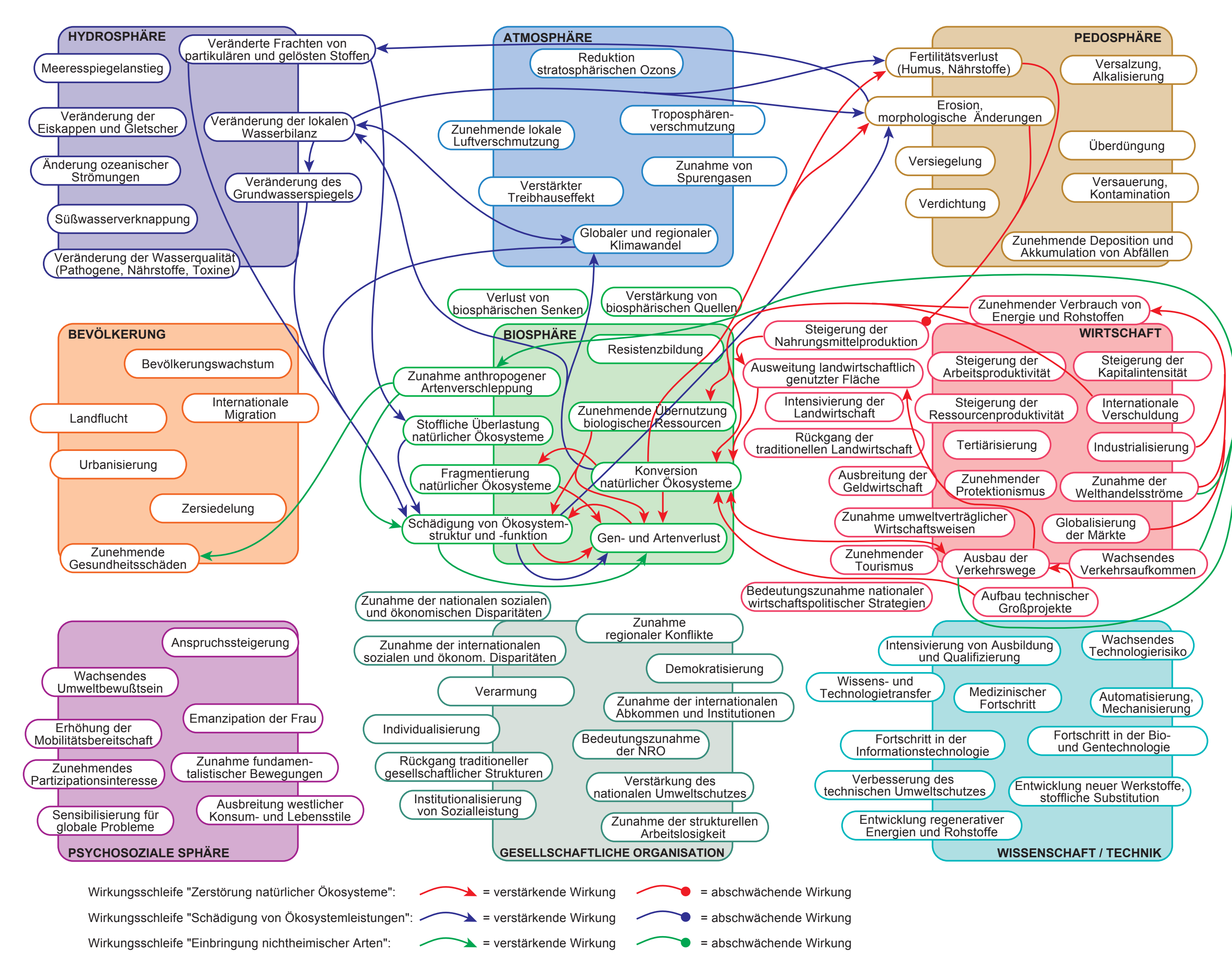


Abbildung C 1.3-2
Beziehungsgeflecht zu Ökosystemen und Landschaften.
Quelle: WBGU

vorgeschädigten Systemen offenbar leichter etablieren können bzw. sich konkurrenzstarke heimische Arten ausbreiten können, führen solche Trends indirekt vermutlich auch zu einer Zunahme gebietsfremder Arten. Als Konkurrenten, Parasiten oder Räuber heimischer Flora und Fauna können gebietsfremde Arten direkt oder indirekt zu Gen- und Artenverlust führen, daher zählt dieser Trend zu einer wichtigen direkten Ursache für den Verlust biologischer Vielfalt (Sandlund et al., 1996). Ökosysteme mit Inselcharakter, die eine geographisch isolierte Evolution durchlaufen haben und daher oft über eine große Zahl endemischer Arten verfügen, sind davon besonders betroffen. Neben dem Gen- und Artenverlust kann es allerdings im regionalen Maßstab auch zu einer Erhöhung der Artenvielfalt kommen, wenn die Zahl vernichteter Arten durch die hinzugekommenen übertroffen wird, wie es z. B. in Mitteleuropa der Fall ist (Kap. E 2.1). Global gesehen führt aber die Einschleppung zu Artenverlust und zu einer Homogenisierung des Arteninventars, die ökosystemare, regionale und lokale Besonderheiten einebnet.

Die anthropogene Artenverschleppung betrifft auch den Menschen direkt, denn die Einschleppung von Krankheitserregern wie Bakterien oder Viren kann zu erheblichen Gesundheitsgefährdungen führen (z. B. Pest, Aids, Cholera).

C 1.3.3 Beeinträchtigung der biosphärischen Regelungsfunktionen

Die Rolle der Biosphäre im Erdsystem beschränkt sich nicht auf eine passive Einbettung in die physikalischen Rahmenbedingungen des Planeten Erde. Die Biosphäre ist in bestimmten Grenzen auch aktiv an der Kontrolle der Umweltbedingungen beteiligt (Kap. F 1). Da die Natur keine Soll-Ist-Regler mit definierten Regelparametern kennt, kommt hier das homöostatische Prinzip zum Tragen: Durch eine negative Rückkopplung zwischen entgegengesetzt wirkenden Prozessen organisiert sich ein Fließgleichgewicht von Stoffen, das z. B. nicht nur die klimawirksame Zusammensetzung der Atmosphäre, sondern auch die Bodenfruchtbarkeit oder den Wasserkreislauf maßgeblich beeinflußt. Letztlich dürften fast alle stofflichen Zusammensetzungen der Umweltmedien (Boden, Wasser, Atmosphäre) durch die Biosphäre stark beeinflußt und möglicherweise sogar über negative Rückkopplungen „geregelt“ werden (Kap. F 5). Entscheidend hierfür sind die Intensitäten der biologisch moderierten Stoffsenken und -quellen, die sich im Laufe der Evolution in nahezu stabilen Fließgleichgewichten organisiert haben. Diese Rolle der Biosphäre wird durch zivilisatorische Eingriffe zunehmend gestört (Kap. F 3). Hier stehen die beiden Trends *Verlust biosphärischer Senken* und *Verstärkung biosphärischer Quellen* im Zentrum der Betrachtung (Abb. C 1.3-3).

Veränderung der biosphärischen Klimaregelung

Ein wichtiger biosphärischer Regelungskreislauf ist die Klimawirkungskaskade, in die der Mensch über die Konversion natürlicher Ökosysteme und eine zunehmende Übernutzung biologischer Ressourcen eingreift. Dadurch gehen einerseits biologische Senken für anthropogene Kohlendioxidemissionen verloren, andererseits wird der im Boden (Humus, abgestorbene Biomasse) gespeicherte Kohlenstoff und das ebenfalls klimawirksame Methan freigesetzt (Verstärkung biosphärischer Quellen). In Verbindung mit dem weltweiten Trend eines zunehmenden Verbrauchs von fossiler Energie und der dadurch bedingten Zunahme von Spurengasen in der Atmosphäre wird der Treibhauseffekt weiter verstärkt.

Diese Veränderung des Wärmehaushalts der Atmosphäre, die den Trend *globaler und regionaler Klimawandel* verstärkt, führt einerseits zu einer Veränderung der lokalen Wasserbilanz, andererseits sind direkte schädigende Wirkungen in der Biosphäre zu beobachten. Eine Veränderung der Lufttemperatur, aber auch der Wasserbilanz und damit des Grundwasserspiegels, führt zu einer Schädigung von Ökosystemstruktur und -funktion, wenn das betroffene Ökosystem nur eine geringe Anpassungsfähigkeit besitzt. Diese augenfälligen Umweltschädigungen besitzen eine große Medienwirksamkeit und bewirken oft verstärkte Anstrengungen zum Schutz und zur Erhaltung der Natur (Kap. C 1.3.4). Ein wachsendes Umweltbewußtsein, auch in Verbindung mit einer Sensibilisierung für globale Probleme, steht hierbei allerdings in starkem Kontrast zu der Anspruchssteigerung und der weiter zunehmenden Ausbreitung westlicher Konsum- und Lebensstile. Diese Trends stehen in enger Anbindung an die weltweit bedeutsamen Entwicklungen wie zunehmender Tourismus (Kap. E 3.7), Ausweitung der Landwirtschaft, wachsendes Verkehrsaufkommen sowie Globalisierung in der Wirtschaft (Abb. C 1.3-4), die in der Regel mit einem starken Ressourcen- und Energieverbrauch gekoppelt sind. Damit verstärken sie durch den weltweiten Flächenverbrauch den Verlust biosphärischer Senken und modifizieren so die biosphärische Klimaregelung.

Die Störung der Rolle der Biosphäre im Wasserkreislauf

Auch der hydrologische Kreislauf wird von der Biosphäre weitgehend beeinflußt. Neben einer zusätzlichen Klimawirkung über den großen Energietransport in Richtung der Pole, die Reduktion der Einstrahlung durch Wolken oder die Treibhausgaswirkung des Wasserdampfs in der Atmosphäre hat der Wasserkreislauf wichtige zusätzliche Aspekte: Er transportiert Nährstof-

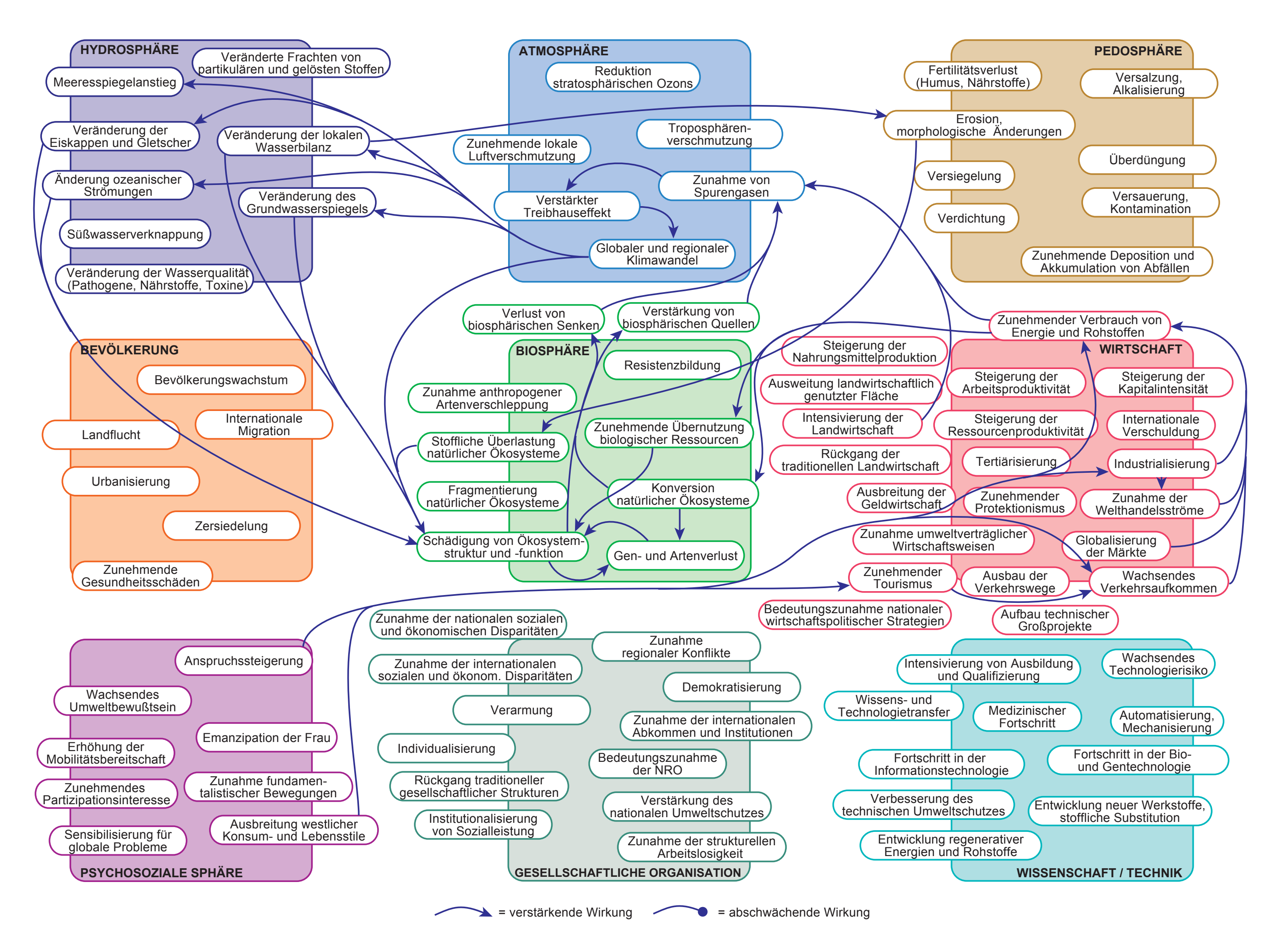


Abbildung C 1.3-3
Beziehungsgeflecht zur Regelungsfunktion der Biosphäre.
Quelle: WBGU

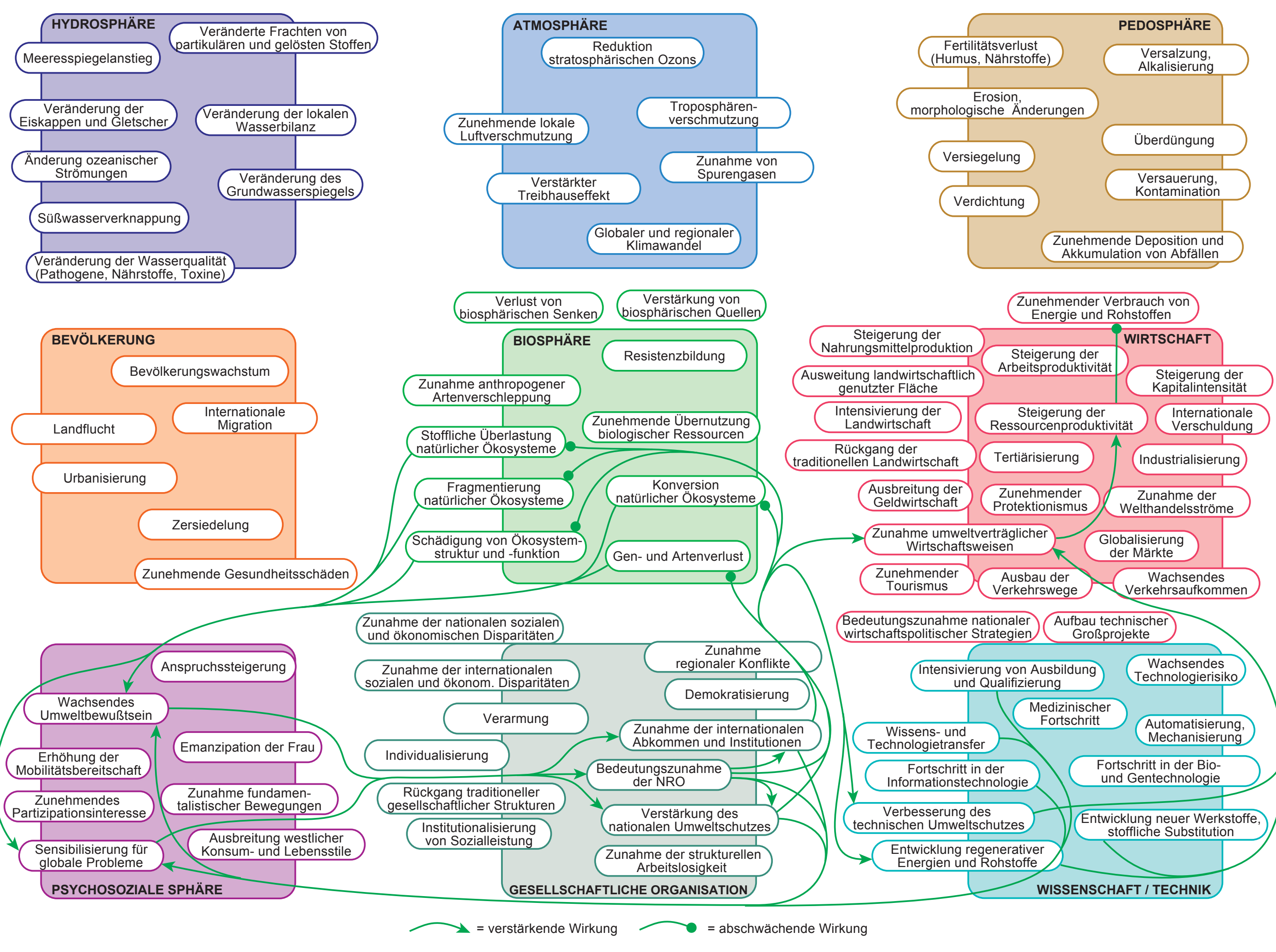


Abbildung C 1.3-4
Beziehungsgeflecht zur positiven Wirkungsschleife in der Biosphäre.
Quelle: WBGU

fe, schafft die Voraussetzung für die Reduktion hoher Sonneneinstrahlung durch Wolkenbildung und hat bedeutenden Anteil am globalen Energieausgleich. Durch eine Konversion natürlicher Ökosysteme und eine stoffliche Überlastung natürlicher Ökosysteme wird dieses fragile Gleichgewicht gestört. Dadurch wird die Wasserrückhaltefähigkeit bzw. die Speicherfähigkeit erheblich beeinträchtigt. Im größeren Maßstab entsteht ein Verlust biosphärischer Senken (Wasser), der Erosionsprozesse und morphologische Veränderungen fördert. Dies verändert wiederum die lokale Wasserbilanz und damit z. B. auch den Grundwasserspiegel.

Bei Überschreitung bestimmter Grenzen kann diese Wirkungsschleife positiv rückkoppeln. Ein Beispiel hierfür ist der Prozeß der sich selbst verstärkenden Desertifikation. Eine Übernutzung möglicherweise schon marginaler Böden beeinflußt nicht nur direkt die Biosphäre, sondern, zunächst kaum bemerkbar, auch die speziellen Funktionen der Flora für den lokalen Wasserkreislauf. Wenn dann die biologisch modifizierte Wasserrückhaltefähigkeit reduziert ist, verringert sich die Stabilität des Ökosystems und minimale Veränderungen des Klimas oder der Nutzung können zur Katastrophe führen.

C 1.3.4
Der Mensch als Bewahrer von Natur

Die weltweit zu beobachtenden negativen Ökosystemtrends wie z. B. das Artensterben, erlangen in der Öffentlichkeit zunehmend Aufmerksamkeit (Kap. E 3.1 und I 2.5). Hierdurch wird das Umweltbewußtsein gestärkt, und in den letzten Jahren nimmt auch die Sensibilisierung für globale Probleme zu: Der grenzüberschreitende Charakter vieler Umweltveränderungen (z. B. Klimawandel) wird immer deutlicher. Diese Sorgen manifestieren sich in der zunehmenden Bedeutung von Umweltverbänden und in zunehmendem Druck auf die politischen Entscheidungsträger. Diese reagieren sowohl durch verstärkte nationale Umweltschutzpolitik (z. B. Umweltministerien), aber auch auf internationaler Ebene haben diese Befürchtungen und Einsichten mittlerweile zu einer Reihe von Institutionen und Umweltabkommen geführt (WBGU, 1996a; Kap. I 3).

Die Arbeit der Umweltinstitutionen ist immer auch auf die Bewußtseinsbildung der Gesellschaft gerichtet: Es kann also eine Rückwirkung auf das Umweltbewußtsein geben. Es sind aber auch direkte Erfolge in der Umwelt zu verzeichnen: Die Umweltpolitik hat auf die Trends zum Verlust biologischer Vielfalt sicherlich eine abschwächende Wirkung. Ein Beispiel ist der Schutz von Feuchtgebieten, der durch entsprechende Regelungen (nationale Naturschutzgesetzgebung, Ramsar-Konvention) den Ökosystem- und Artenschwund zumindest verlangsamt hat. Auch das Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES, Kap. D 3.1) hat Erfolge vorzuweisen: durch internationale Handelsverbote konnten sich Bestände einzelner bedrohter Tier- und Pflanzenarten teilweise wieder erholen. Damit schließt sich der Kreis einer positiven, selbstverstärkenden Rückkopplung.

Auf diesen Druck durch Politik, NRO und Medien reagiert auch die Wirtschaft durch die Zunahme umweltverträglicher Wirtschaftsweisen. Beispiele hierfür sind die Bemühungen um die Zertifizierung von Holzprodukten aus nachhaltiger Waldwirtschaft oder die freiwilligen Verpflichtungen der Industrie für den Umweltschutz.

Diese „Bewahrungsschleife“ macht deutlich, daß Mensch und Gesellschaft den negativen Entwicklungen in der Biosphäre nicht hilflos ausgeliefert sind, sondern es durchaus ein Reaktions- und Anpassungspotential gibt. Diese Prozesse zu erkennen und bewußt zu fördern, ist daher Bestandteil der nationalen wie der internationalen Umweltpolitik. Diese positiven Ansätze dürfen allerdings nicht darüber hinweg täuschen, daß die Konversion und Degradation von Ökosystemen durch die beobachteten gesellschaftlichen Reaktionen bislang nur unwesentlich aufgehalten werden konnte.

C 2 Die Wirkungsschleifen als Kernelemente der Syndrome

Die in den letzten Kapiteln dargestellten globalen Wirkungsschleifen , d. h. geschlossenen Wirkungsketten im biosphärenzentrierten Beziehungsgeflecht, verdeutlichen, warum eine schädliche Veränderung innerhalb der Biosphäre nicht losgelöst von den mit ihr verknüpften Trends betrachtet werden kann. Wirkungsschleifen illustrieren des weiteren in besonderer Weise die Eigendynamik dieser sich oft selbst verstärkenden Entwicklungen.

In einer regionalen Betrachtung wird erkennbar, daß die globalen Wirkungsschleifen als Ganzes oder als wesentliche Sequenzen Bestandteile von Syndromen sind (Kasten C 2-1). Syndrome verknüpfen bestimmte regionale Formen von Umweltschädigungen mit ihren spezifischen Ursachen. Sie spiegeln typische Kombinationen schädigender Mensch-Umwelt-Wechselwirkungen wider, die weltweit erkennbar sind und in ihrer Gesamtheit die wesentlichen Muster des Globalen Wandels bilden (WBGU, 1993, 1996b). Syndrome zeichnen sich durch ihren transsektoralen Charakter aus, d. h. die Probleme greifen über einzelne Sektoren (z. B. Wirtschaft, Biosphäre, Bevölkerung) oder Umweltmedien (z. B. Boden, Wasser) hinaus, haben aber immer einen direkten oder indirekten Bezug zu Naturressourcen. Globale Relevanz erhalten die Syndrome, wenn sie in ihrer Gesamtheit den Charakter des Systems Erde modifizieren und damit direkt oder indirekt die Lebensgrundlagen für einen Großteil der Menschheit spürbar beeinflussen, oder wenn für die Bewältigung der Probleme eine globale Kraftanstrengung erforderlich ist.

Jedes einzelne dieser Syndrome oder globalen Krankheitsbilder stellt also einen anthropogen verursachten Wirkungszusammenhang mit ganz spezifischen Umweltbelastungen dar und bildet somit ein eigenständiges, d. h. weitgehend von den anderen Syndromen entkoppeltes Umweltdegradationsmuster. Syndrome sind durch eine geographische Fleckenstruktur gekennzeichnet. Weist man jedem Syndrom eine spezifische Farbe mit mehreren Intensitätsstufen zu, dann zeichnet

Kasten C 2-1

Übersicht über die Syndrome des Globalen Wandels

Übernutzungssyndrome
1. Landwirtschaftliche Übernutzung marginaler Standorte: *Sahel-Syndrom* .
2. Raubbau an natürlichen Ökosystemen: *Raubbau-Syndrom* .
3. Umweltdegradation durch Strukturwandel traditioneller Anbaumethoden: *Landflucht-Syndrom* .
4. Nichtnachhaltige industrielle Bewirtschaftung von Böden und Gewässern: *Dust-Bowl-Syndrom* .
5. Umweltdegradation infolge Extraktion nichterneuerbarer Ressourcen: *Katanga-Syndrom*
6. Umweltdegradation durch Erschließung und Umgestaltung von Naturregionen für Tourismus: *Tourismus-Syndrom* .
7. Umweltdegradation durch militärische Nutzung: *Verbrannte-Erde-Syndrom* .

Entwicklungssyndrome
8. Fehlgeleitete oder gescheiterte Großprojekte mit zielgerichteter Umgestaltung der Umwelt: *Aralsee-Syndrom* .
9. Umweltdegradation durch Transfer standortfremder landwirtschaftlicher Produktionsmethoden: *Grüne-Revolution-Syndrom* .
10. Umweltdegradation durch Wirtschaftswachstum mit hoher Eigendynamik: *Kleine-Tiger-Syndrom* .
11. Urbanisierung und umweltgefährdendes Verhalten in menschlichen Siedlungen: *Favela-Syndrom* .
12. Zersiedlung und Ausweitung von Infrastruktur als Kennzeichen umweltbelastender Agglomerationen: *Suburbia-Syndrom* .
13. Lokale, singuläre Industriekatastrophen mit längerfristigen Auswirkungen: *Havarie-Syndrom*

Entsorgungssyndrome
14. Umweltdegradation infolge Entsorgung durch Verdünnung von Schadstoffen in Luft und Wasser: *Hohe-Schornstein-Syndrom*
15. Umweltprobleme bei Entsorgung durch Verdichtung und Deponierung von Abfallstoffen: *Müllkippen-Syndrom*
16. Umweltdegradation durch lokale Kontamination, Abfallakkumulation und Altlasten: *Altlasten-Syndrom.*

Tabelle C 2.1-1
Bedeutung einzelner Wirkungsschleifen aus Kap. C 1 für das Raubbau-Syndrom (Kap. G).
Quelle: WBGU

Identifizierte Wirkungsketten	Einschätzung für das Raubbau-Syndrom	
	Bedeutung	Beispiel
Gefährdung der Ernährungssicherheit	hoch	Überfischung der Meere
Verlust von Natur- und Wirkstoffen	hoch	Rodung tropischer Wälder
Zerstörung natürlicher Ökosysteme	hoch	Rodung tropischer Wälder
Schädigung von Ökosystemleistungen	hoch	Rodung tropischer Wälder
Einbringung nichtheimischer Arten	keine	
Der Mensch als Bewahrer der Natur	zunehmend	Biodiversitätskonvention
Veränderung der biosphärischen Klimaregelung	hoch	Rodung borealer Wälder
Störung der Rolle der Biosphäre im Wasserkreislauf	hoch	Rodung von Bergwäldern

die Überlagerung der Syndrome ein aussagekräftiges Bild vom Umwelt- und Entwicklungszustand der Erde.

C 2.1
Wirkungsketten als Teil eines Syndroms

Am Beispiel des Raubbau-Syndroms, das die großflächige, mit hohem Kapital- und Technikeinsatz betriebene Ausbeutung biologischer Ressourcen beschreibt und in Kap. G detailliert dargestellt wird, läßt sich zeigen, wie einzelne Wirkungsketten Bestandteile eines Syndroms sein können. In Tab. C 2.1-1 ist diese Zuordnung anhand einiger Beispiele dargestellt. Der Mechanismus des Raubbau-Syndroms läßt sich ebenfalls in Form eines Beziehungsgeflechtes abbilden (Abb. G 2.2-1). Auf der Basis der in Tab. C 2.1-1 dargestellten Zuordnungen könnte jedoch ein Syndrombeziehungsgeflecht auch durch die Überlagerung der Wirkungsschleifen erstellt werden. Dieser Forschungsaspekt verdient weitere Beachtung, da die Abweichung dieser Überlagerung von dem durch die Integration von Expertenwissen und Fallstudien gewonnenen Beziehungsgeflecht direkt die Identifikation der antreibenden Trends im Sinn von „driving forces" des Raubbaus ermöglicht.

C 2.2
Wirkungsketten als Bestandteil mehrerer Syndrome

In der Regel werden einzelne Wirkungsketten allerdings gemeinsamer Bestandteil mehrerer Syndrome sein, die in einer Region wirken. Eine einzelne Wirkungskette kann beispielsweise Trends enthalten, die die Verknüpfungspunkte zwischen mehreren in einer Region aktiven Syndromen bilden. In Tab. C 2.2-1 ist dies am Beispiel der Störung der Rolle der Biosphäre im Wasserkreislauf veranschaulicht.

Der gemeinsame Verknüpfungspunkt ist hier der Eingriff in die subtile Verbindung zwischen Boden, Biosphäre und Hydrosphäre. Treffen mehrere Schädigungen in Form einer gleichzeitigen Wirkung verschiedener problematischer Umweltnutzungen zusammen, können die Wirkungen sich gegenseitig verstärken und eine Region auf lange Sicht irreparabel degradieren. Eine Vielzahl systematischer Zusammenhänge zwischen den charakteristischen Formen von Mensch-Umwelt-Wechselwirkungen und den Schädigungen der Biosphäre wird in den nachfolgenden Kapiteln angesprochen und vertieft.

Tabelle C 2.2-1
Mechanismen, mit denen einzelne Syndrome an der Störung der Rolle der Biosphäre im Wasserkreislauf beteiligt sind.
Quelle: WBGU

Syndrom	Mechanismus
Raubbau-Syndrom	Verlust biologischer Quellen
Sahel-Syndrom	Verringerung der Speicherfähigkeit des Bodens für Niederschläge
Suburbia-Syndrom	Hoher Wasserverbrauch und Verringerung der Grundwasserneubildung durch Versiegelung
Dust-Bowl-Syndrom	Hohe Grundwasserentnahmen für Bewässerung und erhöhte Transpirationsraten
Aralsee-Syndrom und Katanga-Syndrom	Strukturelle Veränderung der Wasserbilanz

Genetische Vielfalt und Artenvielfalt

D

Die Nutzung von Gen- und Artenvielfalt am Beispiel höherer Pflanzen D 1

D 1.1
Einführung

Die Problematik, die dem Schutz der Artenvielfalt zugrundeliegt, kann am Beispiel der Nadelbäume und der Orchideen anschaulich gemacht werden: Die Familie der Pinaceae besteht weltweit aus nur etwa 250 Arten (WCMC, 1992), die auf 19 Mio. km^2 der Landoberfläche die Vegetation dominant bestimmen, wie z. B. im borealen Nadelwald. Im Gegensatz dazu gibt es 25.000–35.000 Orchideenarten (WCMC, 1992), aber an keiner Stelle der Erde wird die Vegetation in ihrer Struktur oder in deren biogeochemischen Kreisläufen durch Orchideen geprägt. Die Frage liegt daher nahe: Braucht die Menschheit die 35.000ste Orchidee, und – sofern kein unmittelbarer Bedarf besteht – welche Gründe führen weltweit dazu, sich zu bemühen, auch diese Art in Zukunft zu erhalten?

Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die biologische Vielfalt der Erde auf der Ebene der Gen- und Artenvielfalt. Es wird die Nutzung der Artenvielfalt am Beispiel der höheren Pflanzen diskutiert, wobei eine Reihe von Problemen in anschließenden Teilkapiteln selektiv und ausführlicher besprochen werden.

D 1.2
Grundlagen der Gen- und Artenvielfalt und deren geographische Verbreitung

Jede Differenzierung in Arten beginnt mit einer Mutation auf der Ebene der DNA, die nur in seltenen Fällen unmittelbar, weit häufiger erst nach längerer Zeit bzw. mit veränderten Umweltbedingungen, sich evolutiv als vorteilhaft erweist (Präadaptation). Die Etablierung von Kreuzungsbarrieren markiert dann den Übergang von einer Population zu einer eigenständigen neuen Art (Kasten D 1.2-1). Genetische Vielfalt ist kaum zu messen. Daher werden meist verschiedene molekularbiologische Indikatoren herangezogen, um eine Aussage diesbezüglich zu treffen (ausführliche Darstellungen in Bisby, 1995 und Mallet, 1996).

Die Ursprünge des Lebens liegen ca. 4 Mrd. Jahre zurück. Seitdem hat sich die Anzahl der Arten ständig erhöht, auch wenn es im Lauf der Erdgeschichte zu massiven Aussterbeereignissen gekommen ist (Abb. D 1.2-1). Die heutige, durch den Menschen verursachte Aussterberate ist allerdings 1.000– 10.000fach höher als die natürliche Hintergrundrate (Barbault und Sastrapradja, 1995; May und Tregonning, 1998).

Kasten D 1.2-1

Mechanismen, die zu Artenreichtum führen, erläutert am Beispiel der Wirkung von Feuer

Im Gebiet der Republik Südafrika kommen ca. 23.500 Pflanzenarten vor, von denen etwa 80% endemisch sind. Dies gilt insbesondere für die Kap-Halbinsel, die als eigenes Florenreich, die Capensis, berühmt ist. Aber auch dort findet man an keiner Stelle 23.000 Arten auf einer Untersuchungsfläche (z. B. 1 ha). Die lokale Diversität (die sog. α-Diversität) ist relativ niedrig und konstant (5–30 Arten m^{-2}). Wohl aber findet man auf jedem Berg eine völlig neue Flora (es gibt also eine hohe β-Diversität, die die regionale Vielfalt beschreibt). Der Grund liegt in der Differenzierung der Landschaft durch Feuer als natürlichem Standortfaktor. Brände treten auf begrenzter Fläche auf, nämlich dann, wenn sich in der Vegetation ausreichend Biomasse angesammelt hat (alle 30–40 Jahre). Nach einem Brand keimen die meisten der an Feuer angepaßten Arten. Die Keimlinge haben relativ wenig Konkurrenz, d. h. jede Mutation hat eine Überlebenschance. Wenn nach einigen Jahren die Pflanzen dieser Brandfläche blühen, besteht dann für die Population einer jeden Fläche ein verminderter Genaustausch mit Nachbarpopulationen und damit die Möglichkeit der Stabilisierung von Mutationen durch Inzucht. Dies führt über längere Zeit zur genetischen Isolation und Artbildung begrenzter Populationen, d. h. zu Endemismen (Bond, 1983). Ähnliche Mechanismen führen in Trockengebieten zur Bildung neuer Arten, da jedes Regenereignis isolierte Populationen nach sich zieht, und diese zeitlich von Nachbarpopulationen isoliert sind.

D **Genetische Vielfalt und Artenvielfalt**

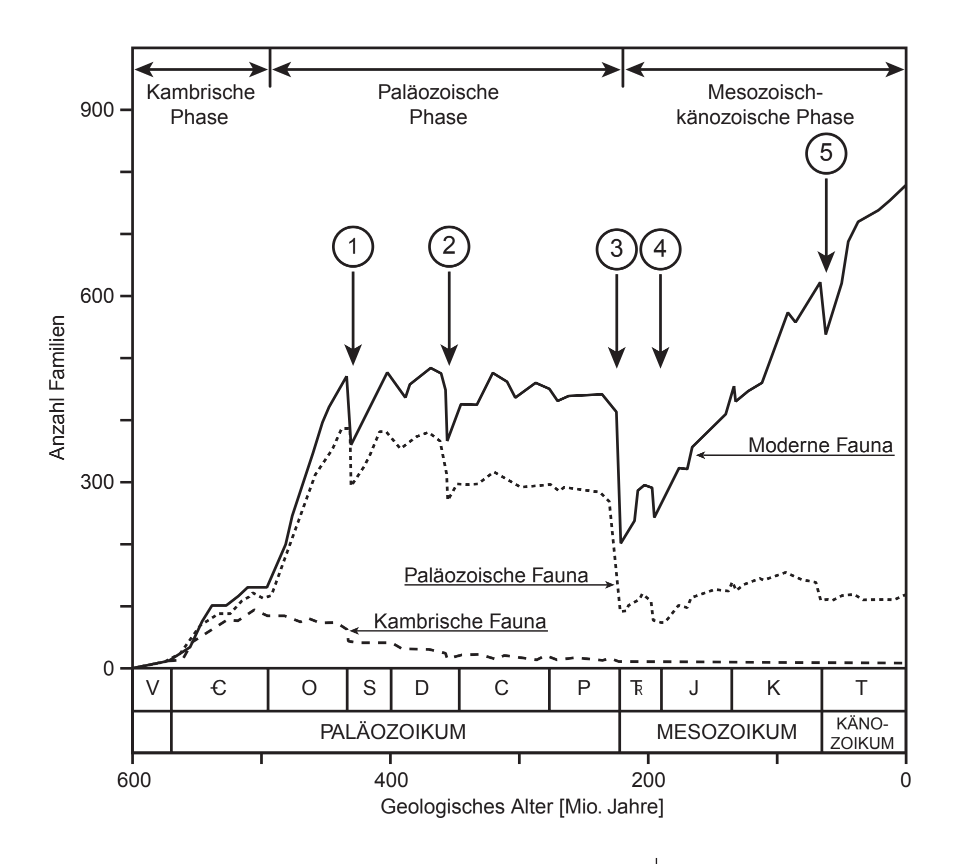


Abbildung D 1.2-1
Änderung der globalen Artenvielfalt, dargestellt am Beispiel mariner Tierfamilien.
Aussterbereignisse:
1. Ende Ordovizium
2. Ober-Devon
3. Ende Perm
4. Ende Trias
5. Kreide-Tertiär
Quelle: Barbault und Sastrapradja, 1995

Weltweit sind derzeit ca. 1,75 Mio. Arten beschrieben worden (Tab. 1.2-1). Dies sind vermutlich nur 14% der gesamten Artenzahl der Erde, die man auf ca. 13,6 Mio. Arten schätzt. Relativ gut beschrieben sind die Pflanzen und die Wirbeltiere. Besonders große Wissenslücken gibt es bei den Mikroorganismen und bei den Gliedertieren. Vor allem die Insekten dominieren die Artenvielfalt der Erde. Zwei Drittel aller zur Zeit bekannten Arten stammen aus dieser Gruppe. Es gibt allein unter den Käfern etwa doppelt so viele Arten wie bei den Pflanzen, und 10mal so viele Arten wie bei den Wirbeltieren.

Tabelle D 1.2-1
Abschätzungen der weltweiten Artenzahl. Die Abschätzungssicherheit wurde wie folgt kategorisiert: gut = innerhalb eines Faktors 2 ; mäßig = innerhalb eines Faktors 5; gering = innerhalb eines Faktors 10; sehr gering = nicht innerhalb derselben Größenordnung.
Quelle: nach Heywood, 1997

Gruppe	Beschriebene Arten [in 1.000]	Geschätzte Anzahl von Arten [in 1.000]			Anteil [% der Arbeits-schätzung]	Abschätzungs-sicherheit
		Untergrenze	Arbeits-schätzung	Obergrenze		
Viren	4	50	400	1.000	2,9	sehr gering
Bakterien	4	50	1.000	3000	7,3	sehr gering
Pilze	72	200	1.500	2.000	11,0	mäßig
Einzeller	40	60	200	200	1,5	sehr gering
Algen	40	150	400	1.000	2,9	sehr gering
Gefäßpflanzen	270	300	320	500	2,3	gut
Fadenwürmer	25	100	400	1.000	2,9	gering
Krebstiere	40	75	150	200	1,1	mäßig
Spinnentiere	75	300	750	1.000	5,5	mäßig
Insekten	950	2.000	8.000	100.000	58,7	mäßig
Mollusken	70	100	200	200	1,5	mäßig
Wirbeltiere	45	50	50	55	0,4	gut
Andere	115	200	250	800	1,8	mäßig
Gesamt	1.750	3.635	13.620	110.955	100,0	sehr gering

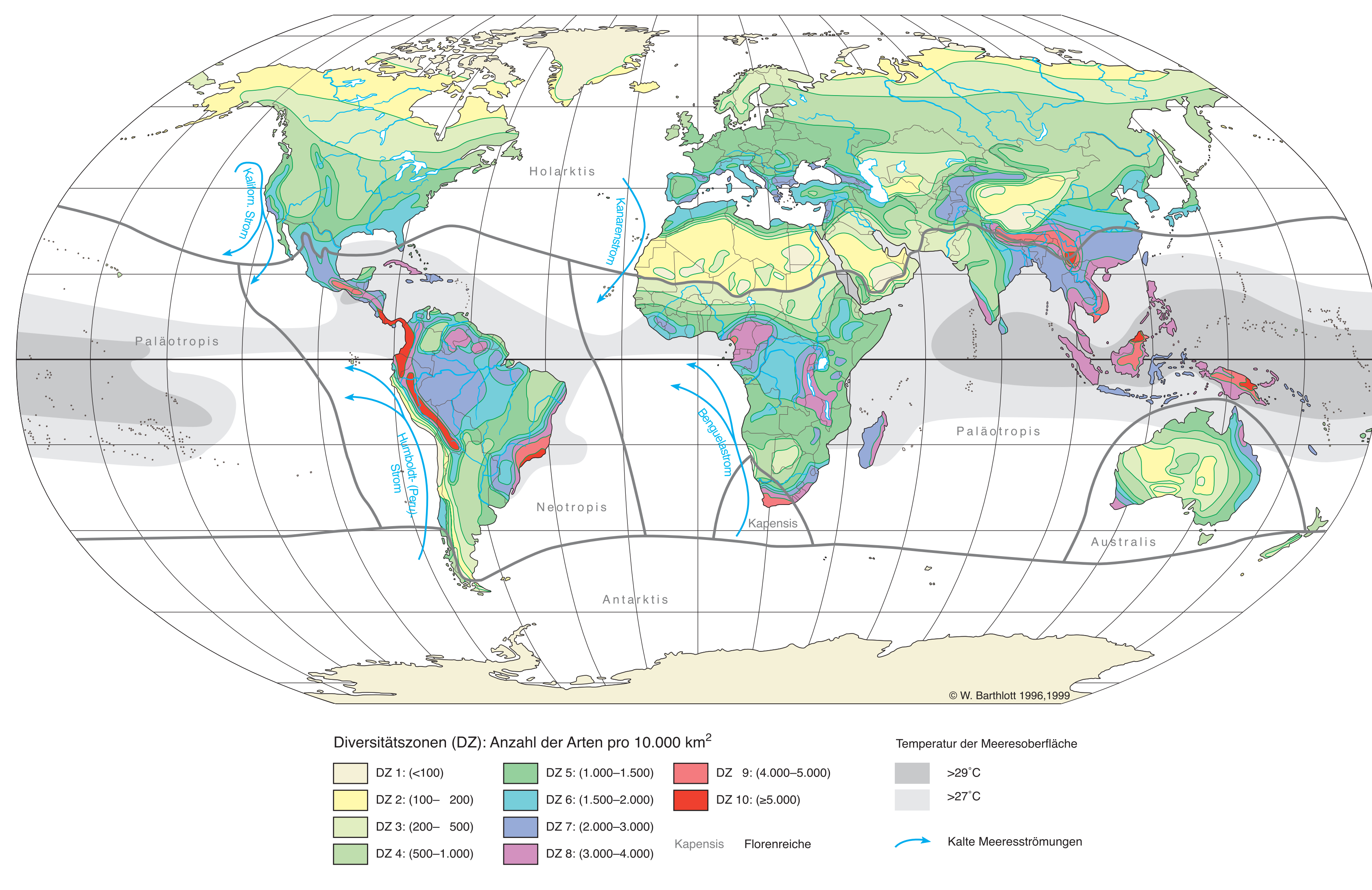


Abbildung D 1.2-2
Globale Biodiversität: Artenzahlen von Gefäßpflanzen. Robinson-Projektion.
Quelle: Barthlott et al., 1999, verändert nach Barthlott et al., 1996; Botanisches Institut und Geographisches Institut, Universität Bonn und Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum, Köln. Kartographie: M. Gref, Geographisches Institut, Universität Bonn.

D **Genetische Vielfalt und Artenvielfalt**

Tabelle D 1.2-2
Höhere Pflanzen in den 15 artenreichsten Ländern der Erde und in Deutschland. Zu beachten ist, daß die Angabe der gefährdeten Arten extrem unsicher ist. Quellen: IUCN, 1998a; WCMC, 1992

Land	Artenzahl gesamt	Anzahl Endemismen	% Endemismen	Anzahl gefährdet	% gefährdet
Brasilien	56.215	?	?	1.358	2,4
Kolumbien	51.220	1.500	2,9	712	1,4
China	32.200	18.000	55,9	312	1,0
Indonesien	29.375	15.000	51,1	264	0,9
Mexiko	26.071	3.600	13,8	1.593	6,1
Südafrika	23.420	?	bis 80%	2.215	9,5
GUS Staaten	22.000	?	?	214	1,0
Venezuela	21.073	8.000	38,0	426	2,0
USA	19.473	4.000	20,5	4.669	24,0
Ecuador	19.362	4.000	20,7	824	4,3
Peru	18.245	?	?	906	5,0
Bolivien	17.367	?	?	227	1,3
Indien	16.000	5.000	31,3	1.236	7,7
Australien	15.638	12.000	76,7	2.245	14,4
Malaysia	15.000	?	?	490	3,2
Deutschland	2.682	6	0,2	900	33,6

Im folgenden sollen die Pflanzen als Beispiel dienen, da diese Gruppe relativ vollständig erfaßt ist und damit das Problem der Bewertung unbekannter Arten relativ klein ist.

Die Pflanzenarten sind keineswegs statistisch gleichmäßig über die Erde verteilt, sondern es gibt Regionen, in denen die Artenzahl weitaus höher ist als im Durchschnitt (Barthlott et al., 1996; Abb. D 1.2-2) . Im allgemeinen nimmt die Artenzahl von den Tropen zu den Polen hin ab. Aber auch innerhalb der gleichen Klimazone gibt es große geographische Unterschiede im Artenreichtum. Die nördlichen Anden und der Indonesische Archipel sind die artenreichsten Gebiete der Erde. In der außertropischen Region sind es die Winterregengebiete (Capensis) und Ostasien, die bezüglich ihres Artenreichtums hervorstechen.

Die 10 Länder mit der höchsten Zahl an Pflanzenarten sind in Tab. D 1.2-2 aufgeführt. Diese Länder haben um eine Größenordnung mehr Pflanzenarten als z. B. Deutschland. Neben der Artenzahl ist die Zahl der Arten mit begrenzter Verbreitung (sog. Endemiten) ein zusätzliches wichtiges Merkmal zur Kennzeichnung einer Flora. Es besteht ein loser Zusammenhang zwischen der Artenzahl und der Zahl der Endemismen, aber es gibt auch einige Länder, in denen die Zahl der endemischen Arten ungewöhnlich hoch ist (z. B. Australien oder Madagaskar). Die Zahl der endemischen Arten in den artenreichen Ländern ist sogar um den Faktor 1.000 größer als in Deutschland.

Die Rote Liste der weltweit gefährdeten Pflanzenarten führt 34.000 Arten aus über 200 Ländern auf, die vom Aussterben bedroht sind (IUCN, 1998a). 91% dieser Arten kommen dabei jeweils nur in einem Land vor. Unsere Kenntnis über die Zahl der gefährdeten Arten ist dennoch selbst bei den höheren Pflanzen extrem lückenhaft. Die vergleichsweise hohe Zahl gefährdeter Arten in Australien und USA ist eher ein Ausdruck besseren Wissens als ein vergleichbares Maß für den Grad der Gefährdung.

Die großen Unterschiede im Floren- und Endemismenreichtum liegen in einer Vielzahl von Faktoren be-

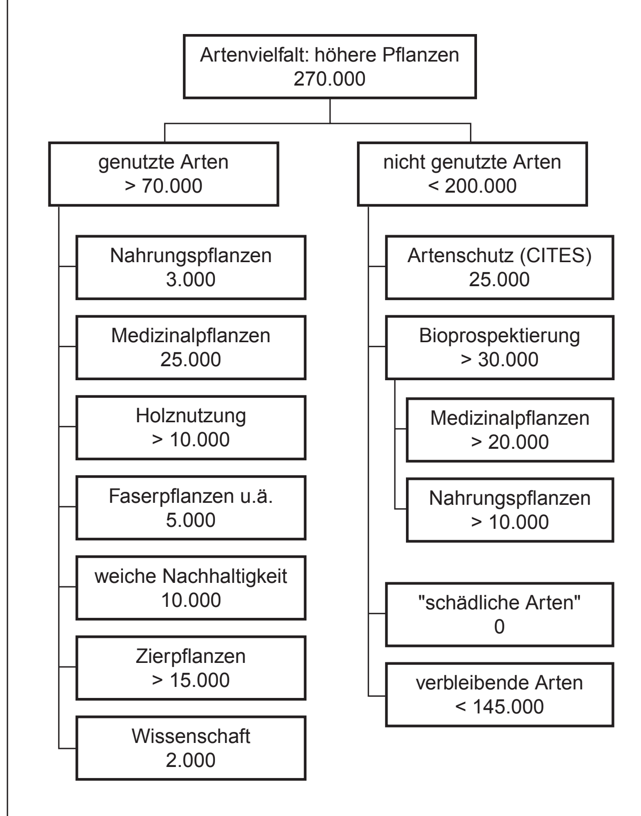


Abbildung D 1.3-1
Nutzung der globalen Pflanzenvielfalt durch den Menschen.
Quellen: WRI, 1997; WCMC, 1999b oder geschätzt

gründet. Diese liegen in der Florengeschichte (Deutschland: Artenarmut durch Eiszeit), in dem Reichtum an Habitaten und Klimaten in einem Land (und damit indirekt der Flächengröße: USA), an der Art und Frequenz der Störung des Sukzessionsverlaufs (z. B. durch Feuer), und an dem biologischen Umfeld, das eine Etablierung von Mutationen und Artbildungen fördert (z. B. spezielle Bestäubungsmechanismen der Orchideen). Nicht zuletzt spielt natürlich auch der Kenntnisstand eine große Rolle.

D 1.3
Nutzung der Arten durch den Menschen: Beispiel höhere Pflanzen

Geht man von den ca. 270.000 weltweit beschriebenen Pflanzenarten aus, so haben diese sehr unterschiedliche Bedeutung für den Menschen. Sofern die Pflanzen nutzbar sind, ist dies ein wesentlicher Anreiz für Anstrengungen, diese Arten in einer verstärkt vom Menschen genutzten Welt zu erhalten. Es soll daher im folgenden am Beispiel der Pflanzen eine Zuordnung zu verschiedenen Nutzungsformen versucht werden (Abb. D 1.3-1).

D 1.3.1
Genutzte Pflanzenarten

D 1.3.1.1
Nahrungspflanzen

Ein großer Teil der etwa 3.000 Pflanzenarten, die weltweit für die menschliche Ernährung genutzt werden, sind vom Menschen kultiviert worden. Davon haben 150 Bedeutung im Welthandel erreicht, aber nur 20 Arten bestreiten ca. 90% der gesamten Welternährung. Allein die drei wichtigsten Nutzpflanzen Weizen, Reis und Mais decken dabei 60% des Bedarfs an Kalorien und Proteinen (Hawksworth und Kalin-Arroyo, 1995). Eßbar sind aber vermutlich 75.000 Arten (Myers, 1997).

Jede dieser Arten enthält einen Schwarm unterschiedlicher Sorten, die in unterschiedlicher Weise wiederum mit Wildarten verwandt sind. Beim Reis werden zwei Arten kultiviert (*Oryza sativa* und *O. glaberrima*), wobei allein von der ersten rund 100.000 Sorten bekannt sind, hinzu kommen 20 eng verwandte Wildformen aus der gleichen Gattung und weitere 71 nah verwandte Grasarten (Vaughan und Chang, 1995). Die Sortensicherung muß daher ein vordringliches Anliegen sein, um diesen Genpool, aus dem man bei der Züchtung schöpfen kann, für zukünftige Nutzungen zu erhalten (Kap. D 1.3.3.2 und I 1.2). Dabei lassen sich diese genetischen Ressourcen langfristig am besten *in situ* schützen. Denn durch das Sammeln und Konservieren in Genbanken wird nur ein äußerst geringer Teil der gesamten genetischen Variabilität erfaßt – auf Dauer eine zu riskante Strategie. Dieses wichtige Thema wird im Kap. D 3.4 eingehend behandelt. Eng damit verknüpft sind rechtliche Fragen, die im Rahmen internationaler Vereinbarungen geklärt werden müssen (Kap. I 3).

D 1.3.1.2
Medizinal- und Giftpflanzen sowie Drogen

Etwa 120 Wirkstoffe aus 90 Pflanzenarten werden weltweit in der Medizin verwendet (WCMC, 1992). Dies repräsentiert aber lediglich die Nutzung pflanzlicher Inhaltsstoffe für medizinische Zwecke in Industrieländern: In Entwicklungsländern mit hohem Stellenwert der traditionellen Medizin sind diese Zahlen weit höher. Die pharmazeutischen Wirkstoffe sind in den seltensten Fällen noch mit dem einstigen Naturstoff identisch, sondern stellen Derivate dar, die unter *In-vitro* -Situationen (organische Synthese, Fermentation) und in der weit überwiegenden Zahl der Fälle ohne dauernden Rückgriff auf natürliche Ausgangsbiomasse erzeugt werden. Insgesamt werden weltweit vermutlich 25.000 Pflanzenarten für Heilzwecke genutzt, d. h. 75% aller Arzneimittel sind pflanzlichen Ursprungs (Hawksworth und Kalin-Arroyo, 1995). Die Nutzung kann allerdings auch das Artensterben fördern: Allein in Mitteleuropa sind bis zu 150 Pflanzenarten durch intensives Sammeln in ihrem Bestand bedroht (Hansen, 1999).

D 1.3.1.3
Bau-, Möbel-, Industrie- und Brennholz

Hier ist der Übergang zu nicht genutzten Arten fließend, denn aus fast jedem Holzgewächs läßt sich eine „Hütte“ zimmern, bzw. Spanplatten herstellen. Dabei war die Vielfalt der Nutzung von Holzgewächsen in früheren Jahrhunderten deutlich reicher (Kasten D 1.3-1). Eine Abschätzung ist schwierig und wird fast unmöglich, wenn man Brennholz und die sog. „non timber forest products“ miteinbezieht. In Deutschland sind 112 Holzarten im Handel erhältlich (Sell, 1997). Die Nomenklatur der bekannten Nutzhölzer von Bärner (1942) führt sogar rund 13.000 Nutzholzarten auf. Bei einem Mangel an Holz könnten aber weitere Arten in die Nutzung einbezogen werden. Nicht zu vergessen sind die rund 600 Arten, die für die Herstellung von Rattanmöbeln genutzt werden, wobei nahezu ausschließlich natürliche Bestände exploitiert werden (WCMC, 1992; WBGU, 1998a).

Kasten D 1.3-1

Verwendung und Substitution von Holzgewächsen innerhalb der letzten 120 Jahre

Die folgende Auswertung über die Verwendung und Sustitution von Holzgewächsen basiert auf der Auswertung eines italienischen Buchs aus dem Jahre 1877, in dem die Nutzung der Holzgewächse in den Provinzen Belluno und Trient ausführlich beschrieben wurde (Soravia, 1877). In dem Buch werden 63 Gehölzarten bzw. -gattungen behandelt. Es handelt sich um Bäume, Sträucher und Zwergsträucher, wobei bei vielen Gattungen eine Auftrennung in Arten nicht erfolgte (z. B. bei Ahorn, Linde, Rose, Brombeere). Man kann davon ausgehen, daß dieses Buch die gesamte Gehölzflora des Gebiets untersucht. Die heutigen Nutzungen sind aus vielfältigeren Quellen zusammengestellt: Sell, 1997; Frohne und Jensen, 1998; Teuscher, 1997 und Reif, 1983. Zu beachten ist, daß sie nicht auf das lokal begrenzte Gebiet der Untersuchung von 1877 beschränkt sind. Somit werden die heutigen Nutzungen überbewertet.

Im Jahr 1877 gab es 94 Nutzungsformen für die 63 Gehölze, wobei die Arzneimittelgewinnung (52 Arten) dominierte, gefolgt von Färben (35 Arten) und Brennholz (32 Arten). Für Drechseln, Möbelbau, Viehfutter und Ernährung nutzte man 20 bis 30 Arten, für Ascheherstellung, Bienenfutter, Faßdauben, Gerben, Hausbau, Holzkohle, Schiffsbau, Schnitzerei, Schuhsohlen, Vogelfang, Wagenräder und Zahnräder verwendete man 10 bis 20 Arten. Für die restlichen Arten gab es spezialisierte Nutzungen, so wurde z. B. die Wünschelrute nur aus Hasel gefertigt.

Von den 94 Nutzungsformen blieben im Jahr 1999 nur 27 Nutzungen (25%) erhalten, 14 weitere Nutzungen sind lokal gegeben, wobei nicht berücksichtigt wird, daß in abgelegenen Tälern des Trentino die Nutzung der Holzgewächse auch heute noch vielfältiger ist. 72 Nutzungsarten wurden im Laufe der letzten 100 Jahre durch die Verwendung von Metall, Plastik oder anderen Materialien substituiert. 20 Arten (19%) erfuhren einen Nutzungswandel, sie werden heute als Zierpflanzen genutzt, wobei aber im Handel nicht die Wildformen sondern Zuchtformen verbreitet werden. Immerhin 30 der 52 früheren Medizinalpflanzen werden noch heute in der Allgemeinmedizin und Naturheilkunde verwendet. 6 Arten stehen heute in Deutschland unter dem Schutz der Roten Liste, ca. 25 Arten finden teilweise im Landschaftsschutz und der Flurbereinigung eine Wiederverwendung für den Anbau von Naturhecken. Der legendäre „Ötzi“ hatte übrigens insgesamt 17 Holzgewächse in Form von Werkzeug, Brennholz und Nahrung bei sich, als er vor mehr als 5.000 Jahren starb (Spindler, 1993).

D 1.3.1.4 Faserpflanzen, Färbepflanzen, Industriepflanzen

Trotz der Synthese vieler Kunststoffe ist die Menschheit nach wie vor auf eine Reihe von Pflanzen zur Herstellung von Fasern angewiesen. Die Bedeutung von Fasern für Gewebe hat dabei deutlich abgenommen, und es sind nur wenige Arten, die in dieser Hinsicht eine Rolle spielen (Baumwolle, Kokos, Sisalagave, Hanf, Lein, Jute). Viel wichtiger ist die Gewinnung von Zellulose aus Holz als Grundstoff für Papier und Pappe. Grundsätzlich kann Zellulose aus fast allen Pflanzenarten gewonnen werden, dennoch sind es nur wenige Dutzend der 30.000 global vorkommenden Holzarten, die weltweit bei der industriellen Zellstoffgewinnung eine Rolle spielen.

Hinzu kommen Arten, die als Färbepflanzen, zur Gewinnung von Ölen, Fetten, Harzen und Gummi, für Duftstoffe, biogene Pestizide oder andere Produkte eine Rolle spielen. Beispielsweise werden von den 600–700 *Eucalyptus* -Arten allein 50 zur Gewinnung ätherischer Öle kultiviert (Groeteke, 1998). In Deutschland sind ätherische Öle von über 150 Arten im Handel (Primavera Life, 1999).

Weltweit betrifft dies in der Summe vermutlich mehr als 5.000 Arten. Diese Abschätzung bleibt allerdings fraglich, da die meisten Produkte nur lokal eine Rolle spielen und nicht in den internationalen Handel einfließen.

D 1.3.1.5 Arten zur Unterstützung einer „weichen“ Nachhaltigkeit

Es ist im Pflanzenbau bekannt, daß Monokulturen Risiken hinsichtlich der Nachhaltigkeit in sich bergen. Dies gilt sowohl hinsichtlich der Nutzung bestimmter Ressourcen aus dem Boden, als auch hinsichtlich des Schädlingsbefalls. Nur mit erheblichem Aufwand an Energie für Düngung und Schädlingsbekämpfung lassen sich intensiv bewirtschaftete Monokulturen aufrechterhalten, ansonsten kommt es nach einer absehbaren Zeit zu Ertragsverlusten und teilweise sogar zur Aufgabe der Standorte (Kap. E 3.3.4). So gesehen sind Mischkulturen nachhaltiger als Monokulturen, auch wenn nur ein kleiner Teil der Arten letztendlich genutzt wird. In diesem Sinn soll hier der Begriff „weiche“ Nachhaltigkeit verwendet werden.

In der intensiven Landwirtschaft sind Mischarten nicht erwünscht („Unkräuter“), da diese im allgemeinen den Ertrag senken. In der Weidewirtschaft ist eine Artenvielfalt z. T. erwünscht, da die Verdaulichkeit des Futters für Wiederkäuer bei artenreichen Beständen günstiger ist. Ein hoher Proteingehalt in Kombination mit einem hohen Faseranteil läßt sich aber heute auch durch Mischung des Kunstfutters erzeugen (Faseranteil: Silage aus Mais, Proteinanteil: Soja), wobei der Zusatz bestimmter Aminosäuren die Verdaulichkeit und die Futternutzung erhöht. In diesem Falle wird der Vor-

teil der Artenvielfalt durch technische Maßnahmen und den Anbau geeigneter Monokulturen substituiert. Der Handel mit Futterprodukten spielt dabei eine nicht unbedeutende Rolle. Auf die Probleme bei der Nutzung tierischer Produkte als Futter für Wiederkäuer wurde im Risikogutachten von 1998 eingegangen (WBGU, 1998a).

Bei mehrjährigen Kulturen von Holzgewächsen (Forst) gewinnt die Beimischung von Nichtnutzarten eine höhere Bedeutung. Nach allem, was über die Stoffkreisläufe in Waldökosystemen bekannt ist, hat ein Laubmischwald mit mehreren Baumarten und einer entsprechenden Bodenflora eine größere Nachhaltigkeit als eine Monokultur. In entsprechender Weise spielen in tropischen Kakao- und Kaffeeplantagen Schattenspender eine wichtige Rolle. Es gibt aber auch Beispiele, wo sehr artenarme Bestände über lange Zeiträume nachhaltig wachsen. So wird der boreale Nadelwald des Kanadischen Schildes über weite Flächen von nur einer Baumart (*Picea mariana*) dominiert, die mit nur wenigen Arten in der Bodenflora gemischt ist (Archibold, 1995). Monotypische Bestände sind auch bei der Kiefer keine Seltenheit.

Es ist sehr schwierig, für diese Gruppe eine weltweit benötigte Artenzahl abzuschätzen, zumal in den Tropen Mischkulturen mit Nutzpflanzen (Kokos und Mango als Schattenspender, Gewürz und Fruchtbäume als Straucharten, und *Alocasia* als Kohlenhydrate) eine alte Tradition haben. Andererseits ist durch das Bestreben, in der Agroforstwirtschaft gezielt eine Mischung von nutzbaren Holzgewächsen und krautigen Nutzarten anzubauen, die Zahl der nicht nutzbaren Wildarten, die für das Ziel einer „weichen“ Nachhaltigkeit eingesetzt werden, vermutlich eher gering. Immerhin sind weltweit über 2.000 Baumarten bekannt, die in Agrowaldbausystemen eingesetzt werden (Lundgren, 1989). Es wird daher vermutet, daß weltweit nicht mehr als 10.000 Arten für diesen Zweck (oft unbeabsichtigt) Verwendung finden.

D 1.3.1.6
Zierpflanzen

Viele Pflanzen werden vom Menschen in allen Ländern allein ihrer Schönheit wegen geschätzt. Oft handelt es sich um Elemente der lokalen Flora oder um exotische Arten – unabhängig davon, ob die Arten dauerhaft im Freiland oder im Garten zu halten sind. Allein in Großbritannien werden 25.000 Pflanzenarten in botanischen Gärten gehalten, und 14.000 Arten sind dort kommerziell als Zier- oder Sammlerart erhältlich (z. B. *Lithops* , Kakteen; Crawley, 1997).

Obgleich die Zahl der Arten hoch ist, bedeutet dies nur für eine verhältnismäßig kleine Untergruppe einen Schutz, da weniger die Wildsorten als Zuchtsorten auf den Markt kommen (Rosen, Tulpen). Für seltene oder endemische Arten, die von kommerziellen Sammlern exploitiert werden, kann diese Nutzung sogar eine Gefährdung bedeuten.

D 1.3.1.7
Pflanzenarten in Wissenschaft und Technologie

Für einen klassischen Forschungszweig innerhalb der Biologie, der Systematik, ist die Vielfalt auf Gen- und Artebene der Untersuchungsgegenstand schlechthin. Seit den Artbeschreibungen der frühen Naturhistoriker und der Einführung des binomialen Systems durch Linnaeus (Systema Naturae, 1735; Species Plantarum, 1753), bis hin zur modernen Taxonomie auf Grundlage molekularbiologischer Techniken ist es gelungen, die Verwandtschaftsverhältnisse der Organismen immer weiter aufzuklären. Dabei fungieren die Arten als Dokumente der Geschichte des Lebens. Zusätzlich werden in den Biowissenschaften seit langem „Modellpflanzen“ zu Versuchszwecken eingesetzt, wobei das bekannteste Beispiel der Kreuzblütler *Arabidopsis thaliana* ist (Kasten D 1.3-2). Für die Bioindikation zum Nachweis von Schadstoffen werden ebenfalls eine Reihe von Pflanzenarten verwendet, in Zukunft könnten sie auch im Umweltmonitoring verstärkt e ingesetzt werden (Hampicke, 1991; Kasten D 1.3-3).

Ein in den letzten Jahrzehnten aufstrebendes Feld in der Technologieforschung ist die Bionik, die sich mit der technischen Umsetzung von in der Natur vorhandenen Prozessen und Strukturen beschäftigt (Kasten D 3.3-4). Die Palette an natürlichen Vorbildern reicht dabei von Löwenzahnsamen bis hin zur Oberflächenstruktur von Lotusblättern für die Entwicklung von Fallschirmen bzw. von schmutzabweisenden Lacken.

Trotz der Fülle an Anwendungsmöglichkeiten wird in Wissenschaft und Technologie nur eine geringe Anzahl an Pflanzenarten direkt verwendet. Diese Zahl dürfte vermutlich bei ca. 2.000 Arten liegen, zukünftig jedoch erheblich steigen.

D 1.3.1.8
Zusammenfassung: Nutzpflanzen

In der Summe nutzt der Mensch vermutlich mehr als 70.000 Pflanzenarten, das ist etwa ein Viertel der beschriebenen Artenvielfalt des Pflanzenreichs. Heywood (1993) hat allein für die Tropen eine Zahl von bis zu 30.000 Arten genannt.

Nicht berücksichtigt ist dabei die indirekte Nutzung der Pflanzenwelt über die Beweidung durch Nutztiere. Ziege, Schaf, Rind und Pferd fressen fast alle krautigen Gewächse. Zusätzlich beweidet die Ziege auch Holzgewächse, und nicht grundlos war die Waldweide mit Ziegen im Mittelalter verboten. Da Dauerweideland ca. 25% der Erdoberfläche bedeckt – in allen Kontinenten

Kasten D 1.3-2

***Arabidopsis:* Die Geschichte vom Mauerblümchen, das zur Königin wurde**

Arabidopsis thaliana, auf deutsch Acker-Schmalwand, ist eine von 141 Kreuzblütlern der deutschen Flora, klein, unscheinbar blühend und auf armen und trockenen Sandböden vorkommend. *Arabidopsis* ist weder besonders schön noch selten, es ist eine unter vielen Pionierpflanzen auf offenen Böden.

Die Karriere von *Arabidopsis* begann mit der Entdeckung des Frankfurter Botanikers Laibach (1943), daß diese Art eine ungewöhnliche Vielfalt der Wuchsformen zeigt, die offensichtlich genetisch fixiert sind. Es gibt hohe und niedrige Blütenrispen, die mehr oder weniger verzweigt sind, früh und spät blühende Individuen, solche mit und ohne Haare. Wegen der kurzen Zeit von der Keimung zur Samenbildung und wegen der hohen Variabilität in der Struktur eignete sich *Arabidopsis* vor allem für genetische Untersuchungen, zu einer Zeit, als der genetische Code noch nicht gefunden war. Etwa 20 Jahre später begannen Dr. Röbbelen (Göttingen) und Dr. Kranz (Frankfurt) mit dem Aufbau einer Samensammlung (1963), die zunächst nur als Basis für Kreuzungsversuche, später als Ausgangspunkt für physiologische und molekulare Versuche diente. Der Aufstieg in die Molekularbiologie bedeutete geringer werdendes Interesse an der in der Natur auftretenden Vielfalt. Die meisten Versuche werden heute an ganz wenigen Wildtypgenotypen durchgeführt.

Die molekulare Karriere begann in den 80er Jahren, als Koornneef et al. (1983) eine erste genetische Karte von *Arabidopsis* erstellten. Als sich zusätzlich herausstellte, daß das Genom von *Arabidopsis* durch Agrobakterien transformiert werden konnte und daß diese Art das kleinste Genom aller bekannten Pflanzenarten hatte, begann der Siegeszug über alle anderen Modellpflanzen. Hierbei kam es nicht nur zu neuen physiologischen Versuchen, wie z. B. zu Experimenten mit verändertem Zuckerhaushalt (Schulze et al., 1991), sondern auch zu futuristischen Versuchen, in denen der biologisch abbaubare Plastikrohstoff Polyhydroxybuttersäure in den Chloroplasten von *Arabidopsis* synthetisiert wurde (Nawrath et al., 1994). Zur Zeit wird versucht, das Genom durch Mutationen aufgrund von Insertionen von *Agrobakterium* -T-DNA zu sättigen. Dies ermöglicht das rasche Identifizieren der Gene, die an bestimmten physiologischen Prozessen beteiligt sind (Walden et al., 1991).

Diese physiologischen Untersuchungen führten schließlich im Jahr 1996 zur Arabidopsis-Genom-Initiative, in der beschlossen wurde, das Gesamtgenom von *Arabidopsis* bis zum Jahr 2000 zu sequenzieren und die Daten in einer öffentlichen Datenbank zu hinterlegen. Damit wäre *Arabidopsis* die erste Blütenpflanze, für die das gesamte Genom bekannt ist. Nach vielen molekularen Vorarbeiten über die Feinstruktur des Genoms wurde im Oktober 1998 bereits die vollständige Karte des 4. Chromosoms veröffentlicht (Meinke et al., 1998). Innerhalb von 20 Jahren stieg diese Art somit von einem obskuren Unkraut zu einem Mitglied der „Modern Genetic Model Organisms“ auf.

Wieso ist das so wichtig? Mit der Kenntnis des Genoms einer überlebenstüchtigen Art liegen alle Informationen über die Gene offen, die zur Funktion einer Pflanze nötig sind. Durch bisherige Erfahrungen an anderen Organismen sind große Ähnlichkeiten mit anderen Pflanzenarten zu erwarten. Durch die Forschung an *Arabidopsis* kennt man also die Gene, die bestimmte Prozesse wie Trocken-, Salz-, und Schwermetallresistenz verursachen. Dies wäre ein Durchbruch in der Züchtungsforschung. Neben den Resistenzen geht es aber auch um den Hormonstoffwechsel, wobei den Steroiden besondere Aufmerksamkeit geschenkt wird. Viele dieser Pflanzenhormone ähneln denen, die auch im Menschen vorkommen. Damit wird *Arabidopsis* auch medizinisch wichtig. Ein Wehmutstropfen bleibt: Inzwischen hat ein großer Pharmakonzern sich das im Internet veröffentlichte Wissen über die Genstruktur von *Arabidopsis* zu eigen gemacht und in einer Blitzaktion den Rest des Genoms zu großen Teilen sequenziert – wohl mit dem Ziel der Patentierung. Damit ist der Erfolg und der Ertrag aus der Vorarbeit den Wissenschaftlern entgangen.

Aus ökologischer Sicht ist *Arabidopsis* vermutlich nur eine „Königin auf Zeit“, denn es stellt sich bereits jetzt heraus, daß die Art keineswegs alle Pflanzenfunktionen in sich vereinigt. Es ist ein verhältnismäßig spezialisierter Organismus, der beispielsweise keine Mykorrhiza aufweist und wegen seiner kurzen Lebensdauer auch ohne viele Mechanismen zur Abwehr von Feinden und Krankheiten auskommt. Die Art ist ein Überlebenskünstler, der auf schnelle Mutation und hohe Reproduktion setzt, wobei die vielen Mutationen an den konkurrenzschwachen Sandstandorten überleben. Somit ist bereits jetzt offensichtlich, daß zum Verständnis von Interaktion mit Pathogenen und Mykorrhiza weitere Arten zu sequenzieren sind.

und von den Savannen bis in die Arktis – ist davon ein großer Teil der Pflanzenwelt betroffen.

Des weiteren kann für die ästhetische und emotionale „Nutzung“ der Pflanzenvielfalt natürlich keine Zahl ermittelt werden; zur Bedeutung dieser Vielfalt sei auf Kap. E 3.1 und H verwiesen.

D 1.3.2 Gefährdete Pflanzenarten

Ein Teil dieser Nicht-Nutzpflanzen unterliegt dem Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES). Es handelt sich dabei vor allem um die seltenen Arten der „Roten Listen“. Weltweit betrifft dies 25.200 Arten oder knapp 10% der globalen Flora (CITES, 1997). Dabei ist allerdings zu beachten, daß dieses Abkommen lediglich den Handel mit diesen Arten unterbindet und daher keinen umfassenden Schutz bieten kann (Kap. D 3.4). Weltweit gefährdet sind mindestens 34.000 Arten (WCMC, 1992), die nur zum Teil durch nationale Schutzbestimmungen erfaßt sind. Andere internationale Naturschutzabkommen, wie beispielsweise die Ramsar-Konvention zum Schutz der Feuchtgebiete, zielen andererseits nur auf bestimmte Lebensräume ab. Hier könnte die Biodiversitätskonvention eine wichtige Brücke bauen (Kap. I 3).

Kasten D 1.3-3

Die Bedeutung der Orchideen als Indikatoren von Umweltveränderungen

In Kap. D 1.1 wurden die Orchideen als extrem artenreiche Familie hervorgehoben, bei der man den Eindruck gewinnen könnte, daß der Verlust an Artenvielfalt zunächst kaum eine Bedeutung für die Funktion der Ökosysteme hat. Im folgenden wird am Beispiel der Orchideenflora in Thüringen gezeigt, daß diese artenreiche Pflanzengruppe allerdings ein sehr empfindlicher Anzeiger für Umweltveränderungen ist.

Thüringen besitzt mit 51 Arten die artenreichste Orchideenflora in Deutschland, wobei 5 ehemals nachgewiesene Arten bereits ausgestorben sind (Arbeitskreis Heimische Orchideen Thüringen e. V., 1997). Die Verbreitung jeder einzelnen Art ist in Anfängen seit 1577 und intensiver seit der Mitte des 19. Jahrhunderts äußerst detailliert dokumentiert worden, so daß heute Karten zur Verfügung stehen, anhand derer die zeitliche Entwicklung der Orchideenvorkommen nachvollzogen werden kann. Als Basis für die Verbreitungskarten dienen Meßtischblattquadranten.

Die Verbreitung und Vielfalt der jemals in Thüringen vorgefundenen Orchideen war überwältigend, es gab fast keinen Kartenquadranten ohne Orchideen. Spitzenwerte von 43 Arten sind aus der Umgebung von Jena dokumentiert. Ein Vergleich mit den seit 1990 nachgewiesenen Arten zeigt, daß auf fast 16% aller Quadranten heute keine Orchideen mehr auffindbar sind, und auch die Gesamtartenzahl hat deutlich abgenommen. Dieser Rückgang erfolgte sowohl bei weitverbreiteten als auch bei seltenen Arten. In Abb. D 1.3-2 ist für jede Art das Vorkommen in allen Meßtischblattquadranten Thüringens für den Zeitraum vor 1990 gegenüber dem Vorkommen nach 1990 dargestellt. Arten, die auf weniger als 100 Quadranten vorkamen, sind ausgestorben bzw. auf weniger als 10% der Standorte zurückgedrängt worden (unterer Teil der Kurve). Arten, die auf 100–200 Quadranten vorkamen, besiedeln nur noch die Hälfte der Standorte. Selbst Arten mit weit verbreiteten Vorkommen (>200 Quadranten) haben im Durchschnitt 40% der Standorte verloren. Abb. D 1.3-3 zeigt am Beispiel des Kleinen Knabenkrauts (*Orchis morio*) den dramatischen Rückgang dieser markanten Artengruppe (Arbeitskreis Heimische Orchideen Thüringen e. V., 1997). Dies ist um so bemerkenswerter, als Orchideen unter Naturschutz stehen, und damit höheren Schutz genießen als andere Arten.

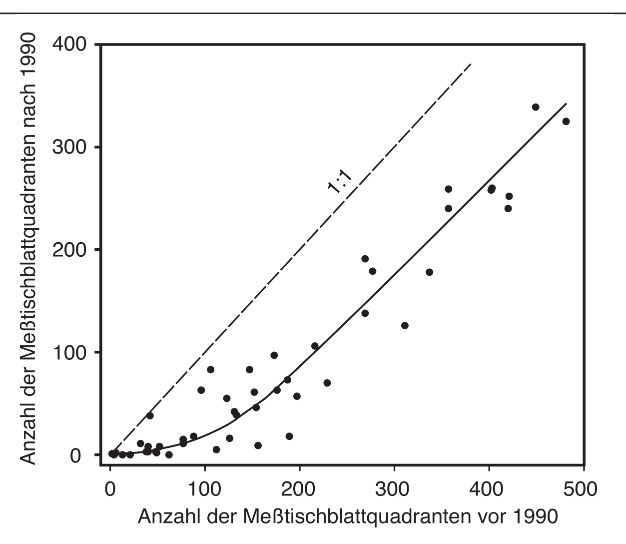
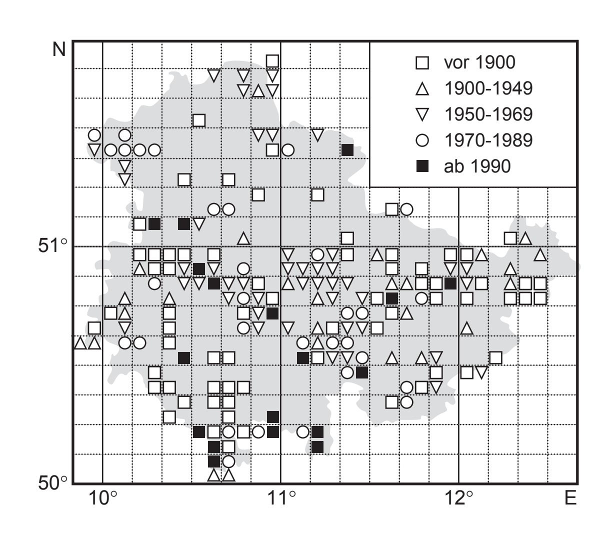


Abbildung D 1.3-2
Vorkommen aller Orchideenarten in allen Meßtischblattquadranten Thüringens, dargestellt für den Zeitraum vor 1990 und nach 1990.
Quelle: Arbeitskreis Heimische Orchideen Thüringen e. V., 1997

Ursachen für die Abnahme der Orchideendiversität sind die veränderte Landnutzung – dazu gehören die Entwässerung von Feuchtwiesen, die Intensivierung der Grünland- und der Forstwirtschaft, die fortschreitende Bebauung insbesondere in der Umgebung der großen Städte und die zunehmende Eutrophierung durch den Eintrag von Stickstoffverbindungen aus der Luft.

Das Verschwinden der Orchideen ist also ein Maß für den Eingriff des Menschen in den Naturhaushalt, wobei vermutlich nicht immer ein Rückgang der Gesamtartenzahl pro Fläche erfolgte, sondern empfindliche, konkurrenzschwache Arten einer Gruppe robuster, gegen Störungen des Menschen unempfindlicher Arten weichen mußte. Damit wird eine Gruppe von Pflanzen, die außer ihrer Schönheit keine unmittelbare „Funktion“ für den Menschen hat, zu einem hochempfindlichen Umweltindikator.

Abbildung D 1.3-3
Nachweise des Kleinen Knabenkrauts (*Orchis morio*) in Thüringen. Zu beachten ist, daß in früheren Florenwerken oft keine Fundortangaben gemacht wurden, da die Art zu verbreitet war und auch als „Gemeines Knabenkraut“ bezeichnet wurde. Derzeit existieren nur noch wenige individuenarme Standorte, und die Art ist akut vom Aussterben bedroht.
Quelle: Arbeitskreis Heimische Orchideen Thüringen e. V., 1997



D 1.3.3 Momentan nicht genutzte Arten: Genetische Ressourcen für die Zukunft

Nach Abzug der Nutzpflanzen, der eigentlichen Zierpflanzen und der geschützten Arten bleiben etwa 175.000 Arten, die keiner Nutzung durch den Menschen unterliegen oder die durch bereits bestehende Schutzbemühungen Aufmerksamkeit erhalten. Es ist diese Gruppe von Arten, für die die Biodiversitätskonvention von besonderer Bedeutung ist (Kap. I 3).

D 1.3.3.1 Medizinalpflanzen

Ein Teil der Arten, die der relativ großen Restgruppe ohne momentane Nutzung zugeordnet sind, werden mit gewisser Wahrscheinlichkeit in Zukunft als genetische Ressource z. B. zur Gewinnung bestimmter Drogen genutzt werden (Kap. D 3.3). Bislang sind nur etwa 5.000 Pflanzenarten systematisch auf potentielle Wirkstoffe hin untersucht worden, doch deutet sich an, daß sich mit neuen biotechnologischen Verfahren die Abhängigkeit von Naturstoffen bei der Entwicklung von Medikamenten reduzieren könnte (Gettkant et al., 1997).

Potentiell ist jede Pflanzenart für derartige Untersuchungen interessant, da alle Pflanzen chemische Abwehrstoffe gegen Herbivore oder Pathogene entwickelt haben, die sich wiederum als pharmazeutisch wirksam herausstellen könnten. Mendelsohn und Balick (1995) haben auf dieser Überlegung aufbauend berechnet, daß sich aus den ca. 125.000 Blütenpflanzen der Tropen vermutlich mindestens 375 potentielle Medikamente entwickeln ließen, die einen Verkaufswert von bis zu 4 Mrd. US-$ erbringen könnten. Betrachtet man die Verwandtschaftsverhältnisse der bislang bekannten Arzneipflanzen, so fällt auf, daß die Mehrzahl aus relativ wenigen Familien stammen (Frohne und Jensen, 1998), die weltweit allerdings ein Drittel aller Arten stellen. Sollte sich aus nur der Hälfte dieser Arten ein Wirkstoff entwickeln lassen, so wären abzüglich der bereits bekannten Arzneipflanzen weitere 20.000 Arten hinsichtlich des Sekundärstoffwechsels interessant. Nach der Gewinnung bestimmter Gene zur Produktion solcher Stoffe, und der Exprimierung dieser Gene in anderen Organismen (v. a. Mikroorganismen) für die industrielle Produktion, könnte der „Genspender“ allerdings wieder in die Bedeutungslosigkeit zurückfallen (Miller et al., 1995). Die Probleme und Möglichkeiten der Bioprospektierung werden in Kap. D 3.3 ausführlich diskutiert.

D 1.3.3.2 Nahrungspflanzen

Ähnlich wie bei den Medizinalpflanzen ist eine Bioprospektierung auch vorstellbar bei Pflanzen, die bestimmte Resistenzeigenschaften besitzen, die für den Kulturpflanzenbau von Bedeutung wären. Es geht in diesem Fall weniger um die Resistenz gegen Schadorganismen, da es hier meist um spezifische Interaktionen zwischen Wirt und Schädling geht, die gezielt durch molekulare Veränderung im Erkennungssystem von Wirt und Schädling bekämpfbar sind. Komplexe Resistenzen betreffen vor allem die Streßtoleranz gegen Trockenheit, Salz und Schwermetalle, die in Zukunft durch die Ausweitung der Landwirtschaft auf Sonderstandorte bzw. durch die zunehmenden Versalzungsprobleme im Bewässerungsfeldbau an Bedeutung gewinnen könnten (Flowers und Yeo, 1995; WBGU, 1994). Im Bereich der Schwermetallresistenz wurden große Fortschritte durch Selektion innerhalb der Nutzpflanzenart erzielt und nicht durch Übertragung genetischer Information aus verwandten Arten. Dies kann sich aber mit zunehmendem Wissen über die molekularen Grundlagen der Resistenz schnell ändern. Beim Reis werden allerdings die meisten der nah verwandten Arten systematisch gesammelt, um bestimmte wünschenswerte Eigenschaften in Zukunft einkreuzen zu können (Vaughan, 1994).

Sicher ist die Artenbasis bei den einzelnen Nutzpflanzen sehr unterschiedlich. Dennoch sind gerade diese Wildformen wichtig, wenn es um die Züchtung von Resistenzen gegen biotische und abiotische Faktoren geht (Cleveland et al., 1994). Diese Ressourcen sind nicht nur wegen der Intensivierung der Landnutzung, sondern auch wegen der Konzen-tration des Anbaus auf wenige Hochleistungssorten akut gefährdet. Dies wird dadurch verstärkt, daß die industriellen Hochleistungssorten nicht fertil sind, und damit eine genetische Weiterentwicklung unterbunden ist. So beruht beispielsweise die gesamte Soja-Produktion in den USA auf nur sechs Pflanzenindividuen eines Standorts in Asien (Zedan, 1995). Der Bauer ist nicht mehr in der Lage, eigenes Saatgut zu erzeugen. Damit entsteht ein enormes Versorgungsrisiko unter variablen Witterungsbedingungen und in Krisengebieten. Mit dem Trend eines Anbaus genetisch gezielt veränderter Arten, die nicht steril sind und die nicht – z. B. durch Polyploidisierung – genetisch von den Wildsorten getrennt wurden, besteht zusätzlich die Gefahr der Auskreuzung von Eigenschaften in die Wildpopulation und des potentiellen Verlustes von genetischer Information in diesen Populationen (WBGU, 1999a). Das Biosafety-Protokoll (Kap. D 3.2) soll unter anderem dieser Gefahr begegnen.

Es ist auch vorstellbar, daß aus dem Pool der rund 75.000 eßbaren Arten neue Nahrungspflanzen rekrutiert werden und auf den Markt gelangen. Besonders interessant sind dabei Früchte tropischer Gewächse, sowie stärke- oder eiweißspeichernde Knollen. Aber auch Pflanzen von Extremstandorten, auf denen momentan keine landwirtschaftliche Nutzung möglich ist (z. B. Salzstandorte) könnten in Frage kommen (Myers, 1997). Ob diese dann auch domestizierbar sind – d. h. ob sie durch gezielte Züchtung für die Nahrungsmittelproduktion verbessert werden können und sich ihr Erbgut dann von dem ihrer Wildformen unterscheidet – muß allerdings fraglich bleiben (Diamond, 1998).

In der Summe sind es vermutlich mehr als 10.000 Arten, die als neue Nahrungspflanzen in Frage kommen oder die bestimmte Streßmerkmale haben, die potentiell als Genressource für den Pflanzenbau von Interesse sind. Vermutlich ist in diesem Falle aber die Suche nach Resistenzeigenschaften im Verwandtschaftskreis der Nutzpflanzenart erfolgversprechender, so daß diese Zahl nach unten korrigiert werden muß. Nach Gewinnung der Geneigenschaften könnten die Wildarten allerdings wiederum in den Kreis der Bedeutungslosen zurückfallen.

D 1.3.4
Schädliche Arten

Im Gegensatz zu bestimmten Tierarten und zu Krankheitserregern gibt es unter den Pflanzen keine schädliche Art, die eine gezielte Ausrottung rechtfertigen würde (dies ist in der Vergangenheit auch nicht geglückt). Auch Giftpflanzen zeichnen sich durch einen sehr hohen Nutzen vor allem im Bereich der Arzneimittelwirkstoffe aus (z. B. Fingerhut, Tollkirsche). Landwirtschaftliche „Unkräuter“ oder Problempflanzen können ihrerseits wiederum als Nebenprodukt (z. B. als Viehfutter) oder in ihrem ursprünglichen Habitat genutzt werden.

D 1.3.5
Bewertung nicht nutzbarer Arten

Nach der bisherigen Rechnung bleiben ca. 145.000 Arten (>50%), für die im Augenblick oder in der näheren Zukunft keine ökonomische Funktion für den Menschen abgeschätzt werden kann und die nicht durch internationale Abkommen geschützt sind. Sucht man nach einer Rechtfertigung zur Erhaltung bzw. Ausrottung dieser Arten, so gibt es dazu folgende Überlegungen:

- Die Arten sind redundant zu bereits genutzten oder nutzbaren Arten. Es entsteht kein nennenswerter „Schaden“ wenn diese Arten ausgerottet werden (vgl. aber Kap. D 2).
- Es geht um eine Vorsorge für die Nutzung durch zukünftige Generationen, wobei nicht absehbar ist, welche Produkte zukünftige Generationen nutzen können, auch wenn diese zur Zeit nicht genutzt werden (Optionswerte, Kap. H).
- Es gibt ethische Gründe, Arten nicht auszurotten (Existenzwerte, Kap. H)
- Ästhetische Aspekte sprechen dafür, Arten zu erhalten. Lawton (1991) hat dies treffend umschrieben, indem er Arten mit mittelalterlichen Kathedralen oder Kompositionen Mozarts vergleicht: sie werden erhalten, weil sie schön sind und unser Leben bereichern (Symbolwerte, Kap. H).

Im Augenblick weiß man über diese Arten zu wenig, um eine Klassifizierung vorzunehmen. Man kann eigentlich nur in Analogie zu anderen Prozessen argumentieren. Der Mensch „nutzt“ nur 5–10% seiner DNA aktiv, für >90% der DNA sind im Augenblick keine Funktion bekannt, und man würde (auch wenn man dies könnte) nach dem Vorsorgeprinzip nicht 90% der DNA entfernen. Analoge Bedingungen sind aus der Physiologie bekannt, wo die meisten enzymatischen Prozesse nicht an der Kapazität der Leistungsfähigkeit operieren, sondern in vielen Fällen der Umsatz bei <50% dieser Kapazität stattfindet. Es konnte gezeigt werden, daß in diesem Fall eine hohe Kapazität einen Schutz gegen Überlastung bei variablen Umweltbedingungen darstellt (Stitt und Schulze, 1994).

Offensichtlich ist die Artenvielfalt nicht nur eine Option für zukünftige Generationen, sondern auch eine Sicherheit für eine sich ändernde Umwelt. Das Prinzip der Präadaptation ist in der Evolution der Arten von herausragender Wichtigkeit. So haben z. B. die C_4-Gräser im Pleistozän eine mächtige Artentwicklung erfahren. Sie besiedelten bei der niedrigen CO_2-Konzentration in der Atmosphäre weite Bereiche der subtropischen Grasländer. Die Evolution dieses Stoffwechselwegs der Photosynthese reicht aber bis in das späte Miozän zurück, d. h. der Stoffwechselweg war vorhanden, bevor es zur Absenkung des CO_2 kam, und wurde bedeutsam in Reaktion auf die sich ändernde Umwelt im Pleistozän (Ehleringer et al., 1997). Der Mais als C_4-Gras ist heute eine der wichtigsten Nahrungspflanzen der Welt.

Sofern es das anthropogene Ziel ist, eine möglichst hohe Pflanzenproduktion nachhaltig zu erzielen, kann dies unter optimalen und konstanten Bedingungen mit Monokulturen erreicht werden. Sofern aber diese Produktion auf unterschiedlichen Standorten und in Jahren mit unterschiedlicher Witterung erreicht werden soll, steigt die Zahl der notwendigen Arten (oder Sorten) deutlich an. Sofern zusätzlich für eine Entwicklung in der Zukunft Vorsorge getragen wird, steigt der für die Erhaltung hoher Produktivität notwendige Pool von Arten weiter deutlich an. Das heißt, die im Augenblick anscheinend redundanten Arten („die 30. Grasart auf einer Wiese“) gewinnen langfristig als Sicherheit für die Erhaltung der Produktivität Bedeutung (Insurance-Hypothese, Kap. D 2). Die Einrichtung internationaler Genzentren für die wichtigsten Nutzpflanzen trägt dieser Grundüberlegung Rechnung.

Die Bewertung der 53% nicht genutzter Arten entzieht sich einer direkten Beurteilung, denn

- es gibt ein zeitliches Auseinanderklaffen zwischen derzeitigem Kostenträger (jetzige Generation) und zukünftigen potentiellen Nutzern (zukünftige Generationen), die bei einem derzeitigen Verlust von Optionen potentiell in ihrem Überleben gefährdet sind,
- es gibt ein räumliches Auseinanderklaffen zwischen Anbietern genetischer Ressourcen (tropische Länder) und den potentiellen Nutzern (Industrieländer),

- es gibt institutionelle Defizite zum Schutze eines herrenlosen Gutes (seltene in freier Natur vorkom-mende Arten), die bestimmte Rechte erhalten müssen, die den Handel, die Haftung und das Eigentum regeln.

In Analogie zu physiologischen und genetischen Grundlagen erscheint ein Anteil von 53% nicht genutzter Arten als Sicherung der Zukunft der Menschheit eher gering als hoch zu sein. Obgleich damit nicht gesagt werden kann, daß alle Arten nötig sind und auf welche Art verzichtet werden kann.

D 1.4
Nutzung von Tieren und Mikroorganismen

Ein e Untersuchung der Tiere und Mikroorganismen in analoger Weise, wie dies für die Pflanzen dargestellt wurde, wird im wesentlichen kompliziert durch die Tatsache, daß die Beschreibung der Arten nicht annähernd abgeschlossen ist und die Beurteilung sich auf Arten bezieht, die nicht bekannt sind.

Vermutlich wäre bei einer Beurteilung der Tierwelt der Anteil derzeitig genutzter Arten geringer als bei Pflanzen und damit der nicht genutzte Anteil höher. Dies bezieht sich auch auf den ökologisch wichtigen Anteil von Arten für eine „weiche“ Nachhaltigkeit (Räuber/Beutesysteme, Schädlingsbekämpfung).

Bei den Mikroorganismen ist vermutlich der Anteil nutzbarer Arten bedeutend höher als bei Pflanzen, und ein großer Teil der Bioprospektierung ist darauf ausgerichtet, neue Naturstoffe aus dieser Gruppe von Organismen zu analysieren.

Ökologische Funktionen von Arten

D 2

Die Untersuchung der Pflanzenwelt hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit durch den Menschen (Kap. D 1) kommt zu dem Schluß, daß ein erheblicher Anteil der Arten im Augenblick nicht direkt vom Menschen genutzt wird. Keineswegs darf aus dieser Feststellung der Umkehrschluß gezogen werden, daß auf diese Arten ohne Schaden für die Umwelt verzichtet werden könnte. Im folgenden Kapitel soll daher dargestellt werden, welche Bedeutung Arten und Artenvielfalt unabhängig von einer direkten menschlichen Nutzung haben. Ausgehend von der Rolle genetischer Vielfalt für die Anpassungsfähigkeit von Organismen werden die „Funktionen" der Arten in den Ökosystemen beschrieben. Anschließend sollen ökosystemare Prozesse geschildert werden, die auf die vielfältigen Wechselbeziehungen der Organismen untereinander und mit ihrer abiotischen Umwelt zurückzuführen sind. Schließlich werden – aus anthropozentrischer Sicht – aus diesen Ökosystemprozessen Produkte und Leistungen, die die Menschheit von der Biosphäre bezieht. Auf die ökologischen Funktionen biologischer Vielfalt für die Landwirtschaft wird in Kap. E 3.3.4 gesondert eingegangen.

D 2.1 Gene, Populationen und Arten

Die erkennbare Variabilität zwischen Individuen der selben Art (Phänotyp) beruht auf dem Zusammenspiel zwischen vererblichen genetischen Unterschieden (Genotyp) und der Umwelt. Genetische Vielfalt und Umweltbedingungen bilden somit Bindeglieder zwischen den biologischen Eigenschaften des Individuums und denen der Art und sind letzlich auch die Grundlage für Arten- und Ökosystemvielfalt (Barbault und Sastrapradja, 1995; Abb. D 2.1-1).

Der Erfolg eines Individuums hängt in wesentlichem Maß vom „Zusammenpassen" seiner genetischen Ausstattung (und den davon mitbeeinflußten äußeren und physiologischen Merkmalen) mit der vorgefundenen Umwelt ab, er kann an der Verbreitung dieser Ausstattung in den folgenden Generationen gemessen werden (Fitneß; Darwin, 1859). Die Selektion aus dem Überangebot von Nachkommen setzt am Individuum an, hat aber erhebliche Rückwirkungen auf die genetische Ausstattung der Population, denn sie verändert die Häufigkeitsverteilung der Gene (genauer: Allele) innerhalb der Population. Je höher die genetische Vielfalt innerhalb einer Population ist, desto besser ist sie gerüstet, um sich zu einem späteren Zeitpunkt an Veränderungen der Umwelt anpassen zu können, weil sich in einem breiten genetischen Spektrum leichter Individuen mit guter Anpassung finden. Bei der klassischen Entwicklung von Nutzpflanzen und -tieren durch Züchtung gilt diese Regel ebenfalls: der Zugriff auf möglichst breite genetische Diversität ist Voraussetzung für optimalen Züchtungserfolg.

Dabei ist die Größe der Population mit der genetischen Vielfalt korreliert: wenn eine Population drastisch schrumpft, dann geht auch genetische Vielfalt und damit Fitneß und Anpassungsfähigkeit verloren, was letztlich zum Aussterben der Population führen kann (Meffe und Carroll, 1994). Die Aufrechterhaltung der genetischen Diversität in Populationen und die Mechanismen zu ihrer Veränderung (z. B. durch Mutationen oder genetische Drift) sind daher hochaktuelle wissenschaftliche Fragestellungen auch für den Artenschutz (Loeschke et al., 1994).

Da Arten meist als Fortpflanzungsgemeinschaft oder Genpool aufgefaßt werden, stehen genetische Prozesse im Zentrum der Artenbildung. Veränderungen der ge-

Ökologische Diversität	**Genetische Diversität**	**Organismische Diversität**
Biome		Reiche
Bioregionen		Stämme
Landschaften		Familien
Ökosysteme		Gattungen
Habitate		Arten
Nischen		Unterarten
Populationen	Populationen	Populationen
	Individuen	Individuen
	Chromosomen	
	Gene	
	Nukleotide	

Abbildung D 2.1-1
Die drei Ebenen des Konzepts „biologische Vielfalt". Der Populationsbegriff verbindet die drei Ebenen.
Quelle: Heywood und Watson, 1995

netischen Ausstattung von Populationen in Rückkopplung mit ökologischen Wechselwirkungen von Individuen mit ihrer Umwelt sind die Triebkräfte der Evolution, die letztlich zur Erzeugung von Artenvielfalt führt. Auf die verschiedenen Mechanismen zur Artenbildung (z. B. durch lineare Fortentwicklung oder durch Isolation von Teilpopulationen) kann hier aus Platzgründen nicht näher eingegangen werden (siehe z. B. Barbault und Sastrapradja, 1995).

D 2.2
Die Rolle von Arten innerhalb eines Ökosystems

Jeder Organismus ist durch ein System von Wechselwirkungen mit seiner Umwelt verknüpft. Zum einen sind dies seine Beziehungen zur unbelebten Umwelt: Lebewesen sind z. B. auf Licht, Wasser, Nährstoffe oder strukturelle Eigenschaften der Umwelt angewiesen. Durch seine Aktivitäten beeinflußt jeder Organismus seine Umwelt, indem er etwa die Standortbedingungen verändert, Ressourcen nutzt oder selbst für andere Organismen zur Verfügung stellt. Zum andern ist jede Art in ein Geflecht von Wechselwirkungen mit der belebten Umwelt eingewoben, also mit anderen Individuen, die derselben Art angehören können oder anderen Arten. Die beteiligten Organismen lassen sich nach dem Charakter dieser Beziehungen in folgende Rollen einteilen (Begon et al., 1996): Konkurrenten (innerhalb und zwischen Arten), Prädatoren (Räuber-Beute-Beziehung), Destruenten (Abbau toter organischer Materie), Mutualisten und Symbionten (gegenseitig förderliche Beziehung) sowie Parasiten und Krankheitserreger. Dabei können Organismen in der Regel mehrere Rollen gleichzeitig oder im Verlauf des Lebenszyklus einnehmen.

Diese Wechselwirkungen zwischen Organismen sind eine Voraussetzung für die Evolution und tragen so langfristig zur Artenbildung bei, weil sie Prozesse wie z. B. die Vermeidung von zwischenartlicher Konkurrenz durch Nischendifferenzierung oder die sich gegenseitig „aufschaukelnden“ Anpassungen bei Koevolution von Arten antreiben. So entwickelte sich beispielsweise die Länge von Blütenkelchen und die der Saugrüssel der bestäubenden Schmetterlinge parallel. Kurzfristig ist es aber durchaus möglich, daß die biotischen Interaktionen zur Verminderung der Artenzahl eines Gebietes führen, wenn beispielsweise zwei Arten um dieselbe Ressource konkurrieren und daraufhin eine der beiden verdrängt wird.

Zusätzlich verbinden eine Reihe indirekter Interaktionen die Organismen eines Ökosystems miteinander, so daß ein komplexes Netzwerk entsteht, in dem einzelne Organismen bzw. Arten sich gegenseitig in sehr spezifischer Weise beeinflussen. Aus dieser vielfältigen Verflechtung der abiotischen wie biotischen Wechselwirkungen setzen sich komplexe Systeme zusammen, die *Ökosysteme* . Diese sind durch Nichtlinearitäten gekennzeichnet und besitzen die Fähigkeit zur Selbstorganisation.

D 2.3
Ökosystemprozesse

Unter einem Ökosystem versteht man das Wirkungsgefüge von Lebensgemeinschaft und unbelebter Umwelt. In der ersten Formulierung des Begriffs von Tansley (1935) wird darunter zudem eine diskrete, also abgrenzbare Einheit mit erkennbarem Charakter verstanden. Die Definition hat also einen deutlichen räumlichen Bezug. Die Grundkomponenten sind die Produzenten (meist grüne Pflanzen, aber auch Mikroorganismen), Konsumenten (Tiere und Mikroorganismen, die sich von lebenden Organismen ernähren) und Destruenten (Mikroorganismen und Tiere, die organische Substanz abbauen). Sie sind durch Nahrungsketten und -netze miteinander verbunden, mit deren Hilfe die von den Produzenten aufgenommene Energie weitergegeben wird. Dieser Energiefluß ist nicht gleichmäßig verteilt. Entsprechend den Umweltbedingungen wird mal der eine, mal der andere Pfad stärker belastet (Zwölfer, 1994), ähnlich wie das Straßensystem einer Stadt, das je nach Tageszeit und Wochentag unterschiedlich genutzt wird. Ein weiteres wesentliches Merkmal von Ökosystemen ist die Umsetzung von Nährelementen und anderen Stoffen in biogeochemischen Kreisläufen.

Wenn sich die Umweltbedingungen ändern, wird das Gefüge von Wechselwirkungen im Ökosystem darauf reagieren: Ressourcen werden übernutzt oder bleiben ungenutzt, daraufhin werden sich Arten neu gruppieren, Nahrungsnetze sich neu ordnen. Ökosysteme sind anpassungsfähig, können aber auch z. B. durch menschlichen Einfluß degradieren, d. h. ihre Struktur und die im System ablaufenden Prozesse können sich schleichend, qualitativ und quantitativ dahingehend verändern, daß biologische Vielfalt und Ressourcen verloren gehen oder das System anfälliger wird.

Die Erläuterung von Stoffkreisläufen gibt den ersten Zugang zum Verständnis der Rolle verschiedener Organismen innerhalb von Ökosystemprozessen. Abb. D 2.3-1 zeigt den Umsatz von Stickstoff (N) in einem terrestrischen Ökosystem. Organismen brauchen Stickstoff für den Aufbau der Amino- und Ribonukleinsäuren, er ist daher ein essentielles Nährelement.

An allen Schritten innerhalb des Kreislaufs sind eine Vielzahl von Organismen beteiligt. Ökologisch wichtig ist, daß die Umsetzungen in sehr unterschiedlichen Zeiträumen erfolgen. So kann im Boden Ammonium-N und Nitrat-N innerhalb eines Tages den ganzen Kreislauf über Amino-N der Mikroorganismen und deren Aus-

scheidungen durchlaufen. Der Umsatz über die Pflanzen hat eine Zeitkonstante von etwa 1–10 Jahren. Mehr als 1.000 Jahre dauert der Umsatz, wenn eine Denitrifikation in N_2-Gas erfolgt. Weiterhin ist wichtig, daß der Kreislauf eine Vielzahl von Abkürzungen nehmen kann. Falls die Mykorrhizapilze Proteine direkt abbauen, sind andere Mikroorganismen nicht beteiligt. Ebenso können die Pflanzen mit den Mikroorganismen um das freie Ammonium oder Nitrat konkurrieren – mit unterschiedlichen physiologischen Konsequenzen.

Diese idealisierende Darstellung des Stickstoffkreislaufs klärt noch nicht die Rolle der biologischen Vielfalt, denn im Prinzip könnte ein solcher Kreislauf auch mit sehr wenigen Partnern in Gang gehalten werden, wie z. B. in Kläranlagen, wo das Nährstoffangebot permanent hoch ist und die abiotischen Bedingungen relativ konstant bleiben. Tatsächlich sind in natürlichen Ökosystemen diese Bedingungen aber keineswegs konstant und meist nicht optimal. Dies führt dazu, daß in natürlichen Ökosystemen eine Vielzahl von Organismen und Organismengruppen an diesem Kreislauf beteiligt sind, die eine effektive räumliche und zeitliche Teilung des Ressourcenangebots zur Folge hat. Beispielsweise wird die Umsetzung von Nitrat in elementaren Stickstoff (Denitrifikation) unter bestimmten

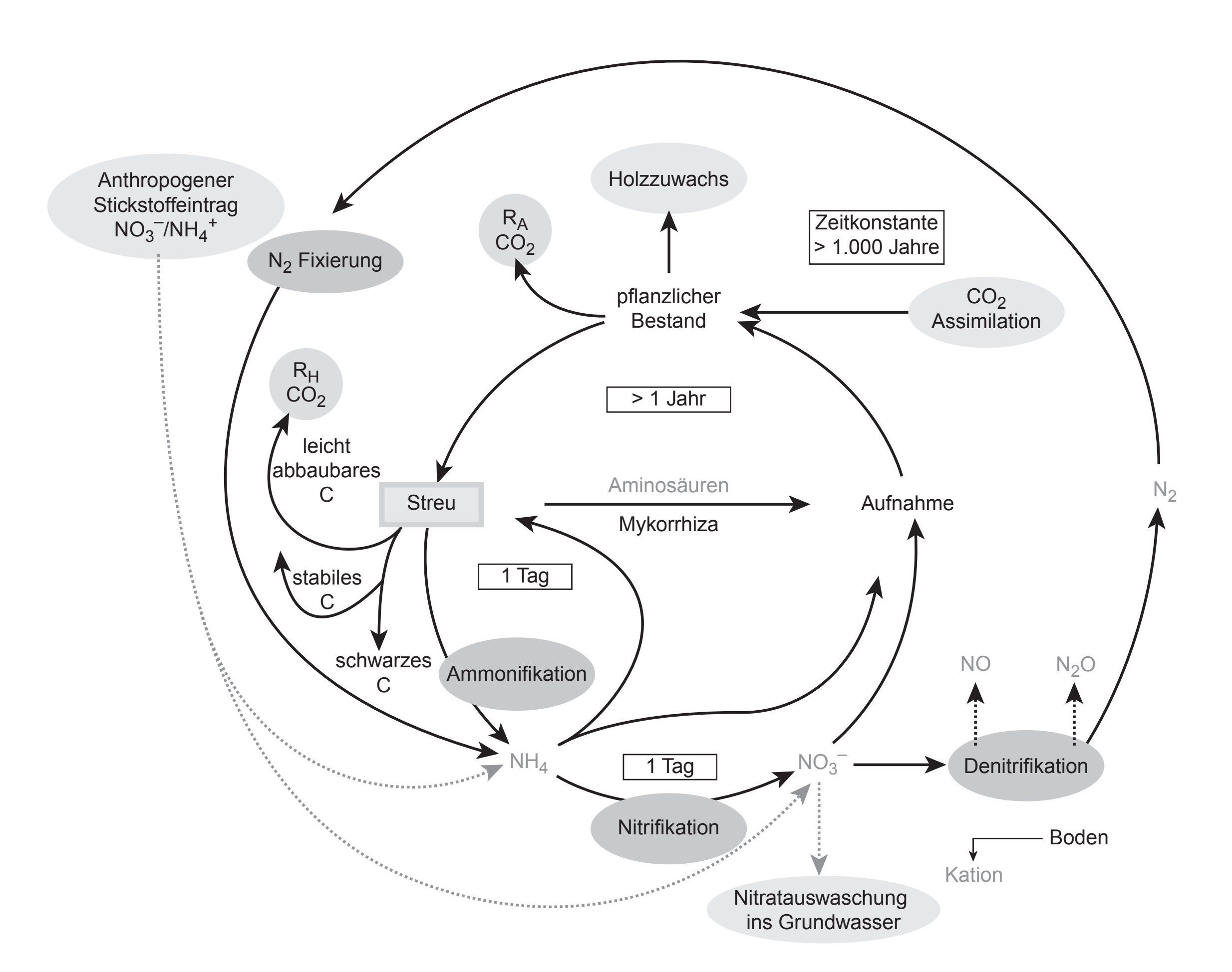


Abbildung D 2.3-1
Umsatz von Stickstoff (N) in einem terrestrischen Ökosystem. Bei der Zersetzung oder Mineralisierung pflanzlicher Streu und tierischer Reste wird im Boden bei der Ammonifikation Ammonium (NH_4^+) gebildet, das bei der Nitrifikation weiter zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert wird. Pflanzenwurzeln nehmen diese beiden Stickstoffverbindungen auf, und die Pflanze nutzt sie zum Aufbau von Amino- und Ribonukleinsäuren. Zusätzlich können Mykorrhizapilze Aminosäuren aufnehmen und an die Pflanzen weiterleiten. Zugänge zu diesem Zyklus erfolgen über die Fixierung elementaren Luftstickstoffs durch Mikroorganismen und über anthropogene Einträge. Denitrifikation oder Auswaschung von Nitrat entfernen den Stickstoff aus dem System. C = Kohlenstoff. Weitere Erklärungen im Text.
Quelle: Schulze, im Druck

Bedingungen nicht in einem Schritt vollzogen, sondern über mehrere Zwischenprodukte, die dann jeweils von anderen Bakterien weiterverarbeitet werden. Die Vergesellschaftung von Arten verschiedener Organisationsformen (trophische Ebene) oder funktioneller Gruppen ist somit die Voraussetzung dafür, daß die Ressourcen eines Standortes möglichst quantitativ genutzt werden.

Dabei ist zu beachten, daß es hinsichtlich der Stoffkreisläufe zu Unterschieden zwischen offenen und geschlossenen Systemen kommt. Offenen Systemen, wie beispielsweise Agrarökosystemen, werden ständig Nährstoffe entzogen, die durch Düngung dem System wieder zugeführt werden müssen (Kap. E 3.2.4).

Die Wechselwirkungen zwischen Organismen und ihrer Umwelt haben eine Reihe systemarer Effekte: Ressourcen werden genutzt und umgewandelt, Energieflüsse werden aufgebaut und gesteuert, Informationen werden ausgetauscht und verarbeitet. Diese Energie-, Stoff- und Informationsflüsse sind Ökosystemprozesse, die sich nicht auf einfache Weise auf das Wirken einzelner Organismen oder Arten zurückführen lassen, sondern sich als emergente Eigenschaften des Systems entwikkeln. Gerade die vielfältigen Interaktionen zwischen den Individuen bewirken, daß ein Ökosystem mehr ist als die Summe seiner Teile.

D 2.4
Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemprozessen

Das Artengefüge ist für die eben geschilderten ökosystemaren Prozesse verantwortlich. Der Artenreichtum ist aber in den verschiedenen Ökosystemen äußerst unterschiedlich: Es gibt Ökosysteme mit einer unübersehbaren Vielfalt an Arten und Wechselwirkungen, z. B. in tropischen Wäldern oder Korallenriffen, andererseits aber extrem artenarme Systeme, die es noch mit einer Handvoll Arten schaffen, einen Großteil der oben beschriebenen Ökosystemprozesse aufrechtzuerhalten. Das legt die Frage nahe: Wie ist der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und der Aufrechterhaltung der Ökosystemprozesse?

Eine Möglichkeit, diesen Zusammenhang zu untersuchen, ist die schrittweise Entfernung einzelner Arten aus dem System. Da alle Arten Wechselwirkungen mit anderen Arten und der unbelebten Umwelt aufweisen, bedeutet der Ausfall selbst nur einer Art eine strukturelle Veränderung des Ökosystems. Das verbliebene Netzwerk orientiert und organisiert sich neu, manchmal mit kaum merklichen Folgen (z. B. der Verlust von Ulmen in mitteleuropäischen Auenwäldern), manchmal mit gravierenden Folgen (z. B. Verschwinden der nordpazifischen Großalgenbestände durch das Bejagen des Seeotters und der nachfolgenden Vermehrung algenfressender Seeigel; Bond, 1993).

Der Grund für diese unterschiedlichen Folgen liegt darin, daß Arten in Ökosystemen nicht gleich „wichtig“ sind – einzelne Arten können entscheidenden Einfluß auf Struktur und Stabilität von Ökosystemen haben. Andere, redundante Arten können aus dem Ökosystem verschwinden, ohne daß die Folgen spürbar sind (siehe auch Kasten D 2.4-1).

In einem Ökosystem sind Arten also nicht beliebig austauschbar. Dies gilt insbesondere für die heterotrophen (auf organische Nahrung angewiesene) Organismen, die sich über eine lange Evolution an bestimmte chemische Eigenschaften des Wirtes bzw. des Nahrungssubstrats anpassen konnten. Dabei entwickelte der Wirt evolutiv immer neue Möglichkeiten des Schutzes, um sich der Nutzung durch Fraß zu entziehen. Solche im Verlauf von Koevolution entwickelten Spezialisierungen auf die Nutzung bestimmter Ressourcen bedeuten eine enge Kopplung der Arten untereinander in Nahrungsketten und somit eine hohe gegenseitige Abhängigkeit. So hat der Ausfall einer Pflanzenart (also die drastische Reduktion der Bestandsdichte oder das lokale Aussterben) auch den Zusammenbruch der an diese Pflanze speziell angepaßten Arten zu Folge. Viele pflanzenfressende Insekten etwa sind auf ihre Wirtspflanzen hochspezialisiert, so daß der Ausfall des Wirts nicht durch den Wechsel auf eine andere Pflanzenart kompensiert werden kann.

Die Ökologie kann die Reaktionen auf Artenverlust bislang kaum vorhersagen, weil die Eigenschaften und Ansprüche der einzelnen Arten und ihre Einbindung in das ökologische System in der Regel unbekannt sind. Immerhin sind die Grundlagen für das Verständnis solcher Wechselwirkungen gelegt. Es gibt einige wenige Modellorganismen und Ökosystemtypen, bei denen sich die Konkurrenzverhältnisse aus den Vorlieben und Eigenschaften der einzelnen Arten richtig vorhersagen lassen (Tilman, 1977; Rothhaupt, 1988). Umgekehrt ist es ebenso schwierig, artenreiche Ökosysteme künstlich wiederherzustellen, wie die anfänglichen Rückschläge in der Restaurationsökologie zeigen (Kasten D 2.4-2).

Aus diesen Gründen gibt es bislang noch keine umfassende Theorie ökologischer Systeme, die den Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und Ökoystemeigenschaften und -prozessen eindeutig erklären könnte. Allerdings gibt es eine Reihe gut begründeter theoretischer Überlegungen zum Zusammenhang von Vielfalt und ökologischen Prozessen (Lawton, 1994; Mooney et al., 1995), über die plausible Hypothesen gebildet werden können. Fünf Hypothesen fassen die möglichen Auswirkungen von Artenverlusten auf Ökosystemprozesse zusammen (Abb. D 2.4-1):

1. *Redundant Species Hypothesis:* Diese Hypothese ordnet Arten funktionellen Gruppen zu, in denen die verschiedenen Arten eine ähnliche Funktion bezüglich eines bestimmten Prozesses haben (z. B. die Fähigkeit zur Stickstoffixierung). Man geht nun

Kasten D 2.4-1

Stabilität, Redundanz, Schlüsselarten

Stabilität

Der Begriff der Stabilität von Ökosystemen wird oft unterschiedlich definiert (Grimm und Wissel, 1997). Es lassen sich drei Typen unterscheiden, wobei die Frage, ob ein System als stabil einzustufen ist, selbstverständlich vom betrachteten Zeitmaßstab abhängt. Zudem ist der gewählte Parameter der Lebensgemeinschaft von Bedeutung, anhand dessen Stabilität bewertet werden soll. Meistens stehen dabei die Identität und die Häufigkeitsverteilung der Arten eines Systems im Vordergrund. Aber auch andere Eigenschaften wie die Biomasseproduktion oder die Größe von Nährstoffpools sind mögliche Aspekte bei der Beschreibung der Stabilität von Ökosystemen (Pimm, 1991; Tokeshi, 1999). Folgende Begriffe sind dabei zu unterscheiden:

- *Persistenz:* die Tendenz eines Systems, in Abwesenheit von äußeren Störungen bestimmte Zeiträume in gleichbleibendem Zustand zu überdauern. Dies wird im einfachsten Fall durch diejenige Zeitspanne dargestellt, in der es zu keinen Veränderungen im System kommt.
- *Resistenz:* die Fähigkeit eines Systems, unter dem speziellen Fall einer exogenen Störung in seinem Ausgangsstadium zu verharren.
- *Resilienz, Elastizität:* die Fähigkeit eines Systems, sich von Veränderungen aufgrund einer exogenen Störung zu erholen und in den Ausgangszustand zurückzukehren. Resilienz wird meist als Zeitspanne zwischen dem Auftreten der Störung und dem erneuten Erreichen des ursprünglichen Zustands verstanden.

Eine Zunahme der Artenzahl durch Invasion ist beispielsweise ein Zeichen für destabilisierende Prozesse im System, d. h. es gibt ungenutzte Ressourcen oder Nischen, die eine Invasion möglich machen. Neuere theoretische Untersuchungen untermauern, daß komplex verknüpfte Systeme mit hohem Anteil schwacher Interaktionen größere Resilienz gegenüber Veränderungen aufweisen können (McCann et al., 1998). Dies steht im Widerspruch zu früheren Modellierungen, nach denen eher einfachere Systeme stabiler sein sollten (May, 1973). Diesen frühen Modellen ist allerdings gemeinsam, daß ihnen eine Reihe recht unrealistischer Annahmen zugrunde lagen (Polis, 1998). Einfache Modellbetrachtungen berücksichtigen nicht, daß die Arten der verschiedenen trophischen Ebenen nicht zufällig in einem Ökosystem verteilt sind. Zudem sind funktionelle Kopplungen von Arten nicht ausreichend berücksichtigt worden (Kaunzinger und Morin, 1998). Mathematische Modelle zur Stabilität von Lebensgemeinschaften sind daher zwar nützliche Instrumente zur Identifizierung stabilisierender Bedingungen, empirisch jedoch kaum zu verifizieren.

Redundanz

Bei der Analyse der Funktion von Arten in artenreichen Ökosystemen stößt man immer wieder auf den Begriff der Redundanz. Arten, die offensichtlich keine Funktion für einen bestimmten Ökosystemprozeß besitzen, werden als redundant oder „überflüssig“ angesehen. Dieser Vorstellung folgend wurde auch die Redundant Species Hypothesis formuliert (Walker, 1992; Lawton und Brown, 1993). Das Aufspüren von redundanten Arten ist problematisch, vor allem in Anbetracht der äußerst begrenzten Möglichkeiten der experimentellen Ökologie, den Einfluß der Artenzahl auf mehrere Ökosystemprozesse gleichzeitig, auf verschiedenen räumlichen Skalen und über längere Zeiträume hinweg zu untersuchen (Gitay et al., 1996). So wird eine Heuschreckenart in einem Bestäubungsexperiment keinen Einfluß auf die Bestäubungsrate haben, da sie mit dem beobachteten Prozeß nicht interagiert (Martinez, 1996). Ein Plantagenwald (Nutzholzmonokultur) wird über Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte viele Ökosystemprozesse aufrechterhalten können, aber er könnte angesichts extremer, katastrophenartiger Ereignisse wie Schädlingsbefall oder Windwurf weniger resilient sein als der ursprüngliche artenreiche Wald, in dem andere Arten die ausgefallenen ersetzen können (Mooney et al., 1995). Um eine Art also als redundant zu bezeichnen, müßten alle ihre möglichen Funktionen unter allen möglichen Umweltbedingungen über lange Zeiträume hinweg untersucht werden – eine theoretisch und praktisch nicht zu lösende Aufgabe (Gitay et al., 1996). Aufgrund solcher Überlegungen haben verschiedene Autoren die Verwendung spezifizierender Zusätze („Am untersuchten Standort ist die Art x bezüglich des Prozesses y im Untersuchungszeitraum z als redundant zu bezeichnen.“) oder anderer Begriffe vorgeschlagen: funktional kompensierend oder komplementär, funktional gleichwertig, ähnlich oder repetitiv (Martinez, 1996). Solche Bezeichnungen spiegeln unser beschränktes Wissen über die Komplexität ökologischer Systeme auch eher wider.

Schlüsselarten, dominante Arten, Ingenieursarten

Der Beirat hat bereits ausgeführt, daß eine Abnahme der Artenzahl sehr unterschiedliche Auswirkungen auf Ökosystemprozesse haben kann (WBGU, 1999a). *Dominante Arten* wirken sich auf Stabilität und Dynamik anders aus als seltene Arten, wobei wiederum die seltenen Arten für den Fall wichtig werden, daß dominante Arten geschädigt werden.

Es gibt für einzelne Prozesse *Schlüsselarten* (keystone species), deren Ausfall einen überproportionalen Effekt auf das Gesamtsystem hat. Dabei muß es sich durchaus nicht immer um große oder auffällige Arten handeln, die etwa einen hohen Anteil an Stoff- oder Energieumsätzen haben. Sie sind daher nicht immer leicht im Artengefüge zu entdecken. In einer inzwischen klassisch gewordenen Studie der Lebensgemeinschaften pazifischer Felsküsten führte das Entfernen eines räuberischen Seesterns (*Pisaster ochraceus*) zur absoluten Dominanz einer einzigen Muschelart (*Mytilus californianus*). Der Wegfall ihres Räubers ermöglichte der Muschel, alle weiteren 15 Arten konkurrierender makroskopischer Algen und Invertebraten, die zuvor die Felsoberfläche besiedelt hatten, vollständig zu verdrängen (Paine, 1966, 1974). Dieser dramatische Einfluß des Seesterns war anhand seiner relativen Häufigkeit im System im voraus nicht abzusehen.

Eine weitere Kategorie von Arten mit überproportionalem Einfluß auf Ökosystemprozesse sind die sog. *Ingenieursarten* (ecosystem engineers; Lawton, 1994). Sie modulieren direkt oder indirekt die Verfügbarkeit von Ressourcen für andere Organismen, indem sie den physikalischen Zustand von belebten oder unbelebten Substanzen ändern. Dabei modifizieren oder erhalten sie Habitate oder schaffen neue. Dies kann über ihre eigenen Strukturen geschehen, wie beispielsweise über die tote oder lebende Biomasse bei Bäumen oder Korallen, oder indirekt über die mechanische oder chemische Veränderung ihrer Umgebung, z. B. durch das Aufstauen von Fließgewässern durch Biber. Die Auswirkungen auf das Ökosystem durch den Verlust solcher Arten ist meist leichter vorherzusagen als derjenige von Schlüsselarten im engeren Sinn, in beiden Fällen sind sie jedoch erheblich.

Kasten D 2.4-2

Restaurationsökologie: Die Wiederherstellung degradierter Ökosysteme

Neben dem Schutz und der Erhaltung weitgehend intakter natürlicher oder naturnaher Ökosysteme wird durch die zunehmende Zerstörung dieser Systeme die Restauration oder Wiederherstellung degradierter Flächen in Zukunft wichtiger werden, wie sie z. B. bei der Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften praktiziert wird. Je nach Zielsetzung kann dabei die Wiederherstellung grundsätzlich funktionierender Ökosysteme mit ihren Stoffkreisläufen, oder aber die Schaffung eines möglichst ursprünglichen Zustands mit der früher vorhandenen Artenausstattung erfolgen (Meffe und Carroll, 1994; Dobson et al., 1997).

In einem Langzeitexperiment an der University of Wisconsin wurde versucht, die ehemals typischen Hochgrasprärien des mittleren Westens der USA auf degradierten Flächen wiederherzustellen (Jordan III, 1992). Nach über 40 Jahren Untersuchungszeitraum läßt sich feststellen, daß die ursprüngliche Pflanzenwelt zumindest in Teilgebieten erfolgreich aufgebaut wurde, obwohl die ständige Invasion ökosystemfremder Arten zeigt, daß nicht alle Nischen wieder erfolgreich besetzt werden konnten. Der ursprüngliche Besatz mit Tierarten hat sich nicht eingestellt und wird angesichts zu kleiner Areale für Großtiere wie das Bison nie eintreten.

Noch schwieriger gestaltet sich die Restauration degradierter Weideflächen in Regenwaldgebieten (Uhl, 1992). Natürliche Verbreitungsmechanismen der Pflanzensamen durch Vögel und Fledermäuse sind nicht nutzbar, da diese Tiere das Offenland meiden. Zufällig auf die Weide geratene Samen werden von Nagern und anderen Tieren stärker gefressen als im geschlossenen Wald. Die wenigen Samen, die dennoch keimen, sterben schließlich aufgrund ungünstiger kleinklimatischer Bedingungen am ungeschützten Boden ab. Somit muß der Mensch durch die Förderung fraßresistenter, streßtoleranter Baumarten erst einmal die Grundvoraussetzungen für die Wiederbesiedlung solcher Flächen schaffen, bevor natürliche Prozesse der Sukzession zu stabilen und artenreichen Ökosystemen führen. Ob damit in mittelfristigen Zeiträumen mehr als eine „Grundausstattung“ anspruchsloser Arten erreicht werden kann, ist noch unklar.

Die Restauration zerstörter oder degradierter Ökosysteme ist also ein außerordentlich schwieriges Unterfangen. Noch ist über die komplexen Wechselwirkungen zwischen Organismen untereinander und ihrer unbelebten Umwelt so wenig bekannt, daß Rückschläge bei der Wiederherstellung unvermeidlich sind. Hier bietet sich ein Vergleich mit der Reparatur komplizierter Maschinen an: auch wenn alle Einzelteile eines komplett zerlegten Verbrennungsmotors vorhanden wären, würde ein Laie ihn kaum wieder zum Funktionieren bringen. Zusätzlich ist zu beachten, daß Bemühungen zur Wiederherstellung von Ökosystemen in den meisten Fällen weit höhere Kosten verursachen als Präventivmaßnahmen zum Schutz dieser Gebiete.

Restauration ist also keinesfalls als Alternative zu Schutzbemühungen zu sehen, sie kann und muß aber dort eine wichtige Ergänzung darstellen, wo die Degradation bereits eingesetzt hat.

davon aus, daß zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit eines Ökosystems eine minimale Diversität vorhanden sein muß, daß darüber hinaus aber die meisten anderen Arten in ihrer Funktion redundant, also überflüssig sind (Walker, 1992; Lawton und Brown, 1993). Die „minimale Diversität“ ist dabei erreicht, wenn Repräsentanten aller funktionellen Typen vertreten sind und es nicht zur Akkumulation gar nicht oder unvollständig genutzter Ressourcen kommt.

2. *Insurance Hypothesis:* Darauf aufbauend auf wurde die Insurance Hypothesis formuliert. Diese Vorstellung geht davon aus, daß das Netzwerk ökologischer Interaktionen in einem artenreichen System enger gespannt ist und somit eine „Versicherung“ gegenüber unvorhersehbaren Störungen bildet und damit fehlerfreundlicher ist (Mooney et al., 1996, Yachi und Loreau, 1998). Ändert sich beispielsweise das Klima von warm zu kalt, dann werden einige thermophile Arten mitsamt der mit ihnen gekoppelten Arten benachteiligt, während die kälteliebenden Arten konkurrenzfähiger werden. Arten, die zuvor wenig zum Gesamtumsatz des Systems beigetragen haben, können den Verlust der vormals wichtigeren Arten kompensieren. Dies kann sich in einem langsamen, stetigen Wandel abspielen. Es kann aber auch eine äußerlich kaum merkliche, zunehmende Belastung der bestehenden ökosystemaren Struktur zu einem plötzlichen Systemumschwung oder Zusammenbruch eskalieren, dem dann eine völlig andere Ökosystemstruktur folgt.
3. *Rivet Hypothesis:* Auf eine Analogie zwischen Schrauben und Nieten, die ein Flugzeug zusammenhalten, und den Arten eines Ökosystems geht die Rivet Hypothesis zurück. Sie postuliert, daß mit jedem Verlust einer Art Ökosystemprozesse beeinträchtigt werden, wie etwa die Tragfläche des Flugzeugs bei Ausfall von Nieten immer weniger fest am Rumpf sitzt. Nach Unterschreiten einer kritischen Schwelle kommt es zum Zusammenbruch des Systems, die Tragfläche bricht und die Maschine stürzt ab (Ehrlich und Ehrlich, 1981). Die Beziehung zwischen Artenreichtum und Ökosystemprozessen ist somit nicht linear und kann eine Reihe möglicher Verläufe annehmen.
4. *Diversity-Stability Hypothesis:* Diese Hypothese besagt, daß sich mit zunehmendem Artenverlust die Fähigkeit von Ökosystemen verringert, Störungen zu überstehen und eine hohe Energieeffizienz oder Produktivität aufrechtzuerhalten (Johnson et al., 1996). Dabei wird von einer linearen Beziehung zwischen Artenzahl und Ökosystemprozeß ausgegangen, was sie letztlich von der Rivet Hypothesis unterscheidet.
5. *Idiosyncratic Response Hypothesis:* Schließlich geht die Idiosyncratic Response Hypothesis davon aus,

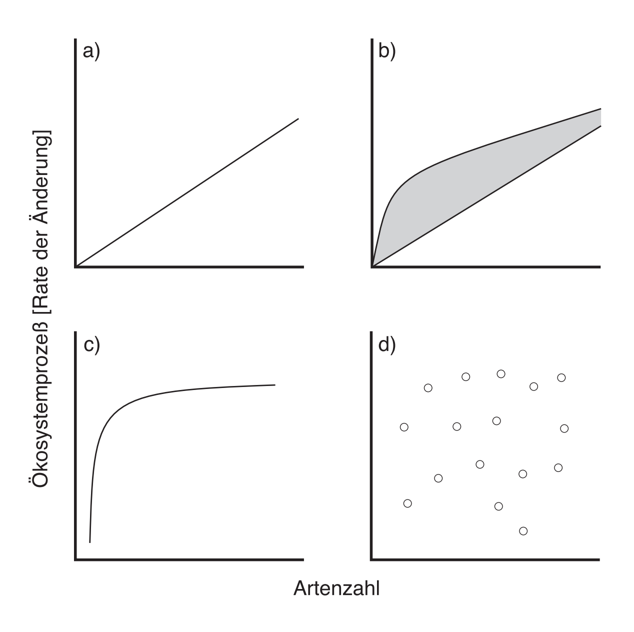


Abbildung D 2.4-1
Mögliche Beziehungen zwischen Ökosystemprozessen und Artenzahl in Gemeinschaften (communities) nach der (a) Diversity-Stability Hypothesis, (b) Rivet Hypothesis, (c) Redundant Species Hypothesis und (d) Idiosyncratic Response Hypothesis
Quelle: Gaston und Spicer, 1998; nach Johnson et al., 1996

daß es zwar eine Abhängigkeit zwischen Biodiversität und Ökosystemprozessen gibt, daß die Rollen der einzelnen Arten aber so vielfältig und komplex sind, daß eine Größenordnung und Richtungsabgabe der systemaren Wechselwirkungen nicht vorhersagbar sind (Lawton, 1994).

Zwischen diesen hypothetischen Beziehungen von Diversität auf der einen und der Ausbildung von Ökosystemprozessen auf der anderen Seite gibt es natürlich beliebig viele Übergänge. Dies spiegelt sich auch in der Genese dieser Hypothesen wider. So ist die Insurance Hypothesis die logische Fortführung der Redundant Species Hypothesis unter Einbeziehung von Umweltschwankungen über längere Zeiträume. Die experimentelle Überprüfung dieser Hypothesen hat vor allem in den letzten Jahren zu vermehrten Anstrengungen in der ökologischen Forschung geführt (z. B. Ewel et al., 1991; Naeem et al., 1994; Tilman und Downing, 1994; Tilman et al., 1996; Hooper und Vitousek, 1997). In Modellökosystemen im Labor und im Freiland wurde etwa die Artenzahl experimentell manipuliert. In allen Versuchen ergab sich eine positive Beziehung zwischen Biodiversität und verschiedenen Ökosystemprozessen, allerdings in unterschiedlicher Ausprägung (siehe aber auch Huston, 1997). Eine erste allgemeinere Formulierung der Zusammenhänge gelang im europäischen Forschungsprojekt BIODEPTH (Biodiversity and Ecosystem Processes in Terrestrial Herbaceous Ecosystems), bei dem sich auf acht europäischen Wiesenstandorten unter höchst unterschiedlichen Boden- und Klimaverhältnissen eine signifikant positive Beziehung zwischen Anzahl an Pflanzenarten und der Biomasseproduktion zeigte (Hector et al., 1999). Allen Versuchen ist ebenfalls gemeinsam, daß sie die Bedeutung bestimmter Eigenschaften von Arten bzw. ihre Zugehörigkeit zu funktionellen Gruppen unterstreichen. Solche funktionellen Eigenschaften dominanter Arten können erheblich mehr Einfluß auf die Ökosystemprozesse haben als die Artenvielfalt *per se* (Grime, 1997; Tilman et al., 1997; Wardle et al., 1997). Neben der Artenzahl und der funktionalen Diversität ist auch die Häufigkeitsverteilung der Arten einer Lebensgemeinschaft für Ökosystemprozesse von Bedeutung. Problematisch bleibt die Übertragung der Ergebnisse auf andere Systeme oder Skalen. Festzuhalten bleibt: Es gibt bisher keinen experimentellen Hinweis darauf, daß Artenverlust die Ökosystemprozesse nicht negativ beeinflußt.

Bei Beobachtungen und Experimenten gibt es ähnlich wie bei der Klimaforschung große Probleme, das Signal vom Rauschen zu unterscheiden. Ökosysteme sind groß, komplex und vielfältigen Einflüssen unterworfen, die nicht unter der Kontrolle des Beobachters stehen. Das modellhafte Verständnis der ökologischen Systeme reichte bislang meist nicht aus, um Systemantworten auf den Verlust von biologischer Vielfalt richtig zu prognostizieren, ganz zu schweigen von den Schwierigkeiten, diese Umschwünge mechanistisch mit den Eigenschaften und Fähigkeiten einzelner Arten in Zusammenhang zu bringen. Bis zur Analyse der vollen Komplexität selbst eines vergleichsweise einfachen Ökosystems, z. B. eines Kleingewässers, ist der Weg noch weit. Dennoch lassen sich die Konsequenzen einer Änderung der Artenvielfalt schon jetzt folgendermaßen verallgemeinern (Mooney et al., 1995; Baskin, 1997):

- Die *Anzahl der Arten* in einem Ökosystem beeinflußt zweifellos eine Reihe von Ökosystemprozessen; der Verlauf der Beziehung zwischen Artenvielfalt und Prozeßrate sowie die Lage eines möglichen Sättigungspunkts variieren je nach untersuchtem System und Prozeß. Artenverluste oder -zunahmen (durch Invasion) zeigen die größten Effekte, wenn die Gesamtzahl an Arten gering ist.
- Die *häufigsten Arten* einer Lebensgemeinschaft tragen typischerweise am stärksten zur Bestandsproduktivität oder zum Nährstoffumsatz bei. Der Verlust solcher dominanten Arten wirkt sich daher stärker auf diese Prozesse aus als der Verlust kleiner und/oder seltener Arten.
- Der Einfluß des Verlustes oder des Hinzufügens einer bestimmten Art hängt von deren *funktionaler*

Ähnlichkeit zu den anderen Arten des Systems ab. Weist sie deutlich verschiedenartige Eigenschaften auf (z. B. die Fähigkeit zur Stickstoffixierung), gehört sie also einer anderen funktionellen Gruppe an, so wird sich dieser Einfluß stärker manifestieren, als wenn die Art den anderen sehr ähnlich ist.

- Bestimmte *funktionale Eigenschaften* von Organismen führen zu stärkeren Auswirkungen auf Ökosystemprozesse als andere. Diese Eigenschaften betreffen vor allem die Einflüsse auf die Ressourcenverfügbarkeit, auf die Rate der Ressourcennutzung und auf das Störungsregime. Als Beispiele seien Organismen genannt, die an der Spitze der Nahrungspyramide stehen (Raubkatzen, top down control), die die Verfügbarkeit von Bodennährstoffen ändern (Stickstoffixierer, bottom up control) oder die Störungen initiieren (z. B. Biber). Solche Arten sind meistens Schlüsselarten (keystone species) oder Ingenieursarten (ecosystem engineers) für das System – d. h., ihr Effekt ist im Vergleich zu ihrer Häufigkeit oder Biomasse überproportional groß (Kasten D 2.4-2). Der Verlust solcher Arten hat daher große und oft unvorhersagbare Systemveränderungen zur Folge. Ändert sich dagegen die Zusammensetzung von Arten an der Basis der Nahrungspyramide oder von Arten, die sich untereinander funktional ähneln, so treten kompensatorische Effekte auf, die sich aber auf die Quantität des Ressourcenverbrauchs des Systems nicht so deutlich auswirken.
- Arten, die ihrerseits kaum nennenswerte Effekte auf gewisse Ökosystemprozesse haben, können sehr große *indirekte Effekte* bewirken, wenn sie das Vorkommen anderer Arten beeinflussen. Beispielsweise hat ein bestäubendes Insekt direkt keinen Einfluß auf die Bestandsproduktivität, kann aber in seiner Eigenschaft als „Informationsträger“ für das Überleben einer hochproduktiven oder das System dominierenden Pflanzenart essentiell sein.
- Nach dem drastischen Artenverlust, der durch *anthropogene Konversion von Ökosystemen* (z. B. Landnutzungsänderung für die folgende agrarische Nutzung) herbeigeführt wird, bleiben meist Ökosysteme mit geringer biologischer Vielfalt übrig. Diese setzen sich überwiegend aus Arten zusammen, die kurzfristige, extreme Störungen bzw. Umwandlungen überleben können. Sie sind aber nicht unbedingt daran angepaßt, über lange Zeiträume Ökosystemleistungen zu erbringen. Solche Systeme sind nicht mit natürlichen, über lange Zeiträume entstandenen artenarmen Ökosystemen vergleichbar.

Die ökologische Forschung steht bei der Frage nach den ökologischen Konsequenzen von Artenverlusten weiterhin vor großen Herausforderungen. Die Schwierigkeit der Verallgemeinerung von an bestimmten Systemen beobachteten Zusammenhängen, die Probleme bei experimentellen Ansätzen (vor allem bei langlebigen Organismen: ein Eichenwald überlebt mehr als 10 Generationen von Förstern) und die Komplexität und Verifikationsprobleme bei Modellen – um nur einige Probleme zu nennen – sind Gründe dafür, daß auf diesem Forschungsfeld nicht mit schnellen, bahnbrechenden Erfolgen gerechnet werden kann. Allerdings gibt es kaum eine Alternative zur schrittweisen ökologischen Grundlagenforschung: Das enorme Wissensdefizit über das Funktionieren ökologischer Systeme läßt sich nicht anders füllen. Dies ist ein Forschungsfeld, das die Bundesregierung verstärkt fördern sollte (Kap. J 3.1), zumal die praktischen Konsequenzen der möglichen Erkenntnisse von großer Bedeutung sein können. Die Anwendung ökologischer Forschungsergebnisse hat bereits jetzt großen, und zunehmend stärkeren Einfluß auf unsere Wahrnehmung und Wertschätzung ökologischer Systeme und der Leistungen, die sie für Mensch und Gesellschaft erbringen.

D 2.5
Ökosystemprodukte und -leistungen

In diesem Kapitel wurde bisher aus der Sicht der ökologischen Grundlagenforschung versucht, Licht auf den Aufbau und auf die Funktionsweise von Ökosystemen zu werfen, ohne dabei auf die Einflüsse oder die Anforderungen von Mensch und Gesellschaft auf Ökosysteme einzugehen. Wie in Kap. B bereits beschrieben wurde, gibt es aber heute auf der Erde kaum noch eine Fläche oder einen Ökosystemtyp, der nicht vom Menschen beeinflußt oder direkt und indirekt von ihm genutzt wird. Dabei gibt es einen engen Zusammenhang zwischen Struktur, Funktion und Prozessen von Ökosystemen und der menschlichen Nutzung: mit der In-Wert-Setzung bestimmter Eigenschaften verwandeln sich ursprünglich wertfreie ökologische Prozesse in Produkte und Dienstleistungen (Kap. H), ähnlich wie dies bei der Patentierung von Genen der Fall ist. Dies geschieht aber nicht von selbst: ein großer Teil der Probleme, die an der Schnittstelle zwischen Mensch und Biosphäre entstehen, liegen eben darin begründet, daß sich Preise für Ökosystemprodukte und -leistungen nicht auf einem Markt einstellen, sondern durch bewußte Setzung in die Wirtschaftlichkeitsberechnungen zu integrieren sind.

Die Eigenschaften und Prozesse, die natürliche oder naturnahe Ökosysteme aufweisen, liefern eine Vielzahl von Produkten und Leistungen, auf die die Menschheit angewiesen ist und die nicht durch technische Mittel ersetzbar sind. An dieser Stelle soll eine Aufzählung genügen, die bereits auf den ersten Blick verdeutlicht, daß sich der Nutzen biologischer Systeme für den Menschen nicht auf die marktfähigen Produkte aus Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft reduzieren lassen (Kasten D 2.5-1).

Trotz der vielen Wissenslücken und grundsätzlichen Unsicherheiten lassen sich aus dem Stand der ökologi-

Kasten D 2.5-1

Systematik der ökosystemaren Leistungen und Produkte und der dazugehörigen Wertkategorien

Funktionswert
1. Regelungsleistungen: Klima und Wasser
   – Erhalt der atmosphärischen Gaszusammensetzung
   – Schutz vor ultravioletter Strahlung durch Sauerstoffproduktion und nachfolgender Ozonbildung in der Stratosphäre
   – Partielle Stabilisierung des Klimas
   – Minderung von Temperaturextremen und starken Winden
   – Erhalt biologisch notwendiger Feuchtigkeitsbedingungen
   – Kontrolle des Wasserkreislaufs
2. Globale biogeochemische Kreisläufe
   – Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel
3. Strukturbildung und -schutz (Boden, Hänge, Küsten)
   – Bildung und Erhalt der Böden
   – Verwitterung von Ausgangsgestein, Umwandlung von Stickstoff, Phosphor und Schwefel in pflanzenverfügbare Verbindungen
   – Erosionsschutz
   – Hochwasserschutz (Auwälder, Überflutungswiesen usw.)
   – Küstenschutz durch Bildung von Korallenriffen und Dünensystemen
   – Hangschutz: Erdrutsche usw.

Übergang Funktions- zu Nutzwert
1. Senkenleistungen
   – Zersetzung und Umwandlung von Gift- und Nährstoffen, Biodegradation
2. Schädlingsbekämpfung und Bestäubung
   – Schädlings- und Krankheitsbekämpfung
   – Bestäubung wichtiger Nutz- und Wildpflanzen

Nutzwert
1. Biomasseproduktion
   – Fischerei, land- und forstwirtschaftliche Produkte, Gewinnung von Naturstoffen
2. Technik und Forschung
   – Natur als Vorbild für Technik: fehlerfreundliche Systeme, Bionik, Anregungen für Ingenieure: Baustoffe, Fasern und Industrieprodukte, Natur als Vorbild für Medizinforschung
3. Tourismus und Naherholung
   – Natur als Ziel für Erholungssuche, Ökotourismus, Zoos, botanische Gärten, Parks

Symbolwert
1. Ökosysteme als Kulturträger
   – Enger Zusammenhang von Ökosystemen und bestimmten Kulturtypen (Kap. E 3.5)
2. Biologische Vielfalt als Quelle für Lebensqualität
   – Erlebnis und Anregung: Ästhetik, Kunst
   – Erlebnis vonWildnis als Urerfahrung
   – Freizeitgestaltung vom Bergsteigen bis zum Tauchen (teilweise auch Nutzwert)
   – Erholung und Entspannung, Ruhe und Meditation
   – Bildung, Wissensvermittlung

Optionswert
1. Informationsleistungen
   – *In-situ* -Erhaltung des genetischen Erbes der Evolution: Erhalt einer universellen „genetischen Bibliothek“, aus der der Mensch die Grundlagen seiner Existenz in Form von Nutzpflanzen und -tieren, medizinischen Wirkstoffen usw. bezieht.

Quellen: Myers, 1996a; Costanza et al., 1997; Daily, 1997b

schen Forschung einige grundlegende Leitsätze oder Regeln ableiten, die für ein sinnvolles Management von ökologischen Systemen und die Erhaltung der biologischen Vielfalt den Rahmen bilden können (Mooney et al., 1996):

- Der Verlust genetischer Vielfalt innerhalb einer Art ist riskant, da das Anpassungspotential an Störungen (Klima, Schädlinge, Stoffe usw.) geringer wird (Kap. D 3.4).
- Niedrige Artenvielfalt im System ist ebenfalls riskant, da vermutlich Resilienz und Resistenz von Ökosystemen gegenüber Störungen positiv mit der Artenvielfalt korrelieren (Bolker et al., 1995). Die Vereinfachung von Ökosystemen hin zu Monokulturen und Intensivproduktion geht auf jeden Fall zu Lasten der Stabilität. Solche verarmten Systeme können nur einen Bruchteil der Ökosystemleistungen erbringen, die artenreiche Systeme liefern. Die Schaffung dauerhaft stabiler Ökosysteme wäre ein wichtiges Wirtschaftsziel. Die Erfahrungen aus der Landwirtschaft zeigen aber, daß ein permanenter Export von Ressourcen (Ernte für menschlichen Bedarf) ohne dauerhaften Ersatz (Düngung) oder Pflegemaßnahmen nicht möglich ist.
- Der Verlust oder das Hinzufügen einzelner Arten kann große Auswirkungen auf die Ökosystemprozesse haben. Die Vorhersage, welche Arten eine Schlüsselrolle im System spielen, ist sehr schwierig, aber prinzipiell möglich. An dieser Stelle hat die Grundlagenforschung direkte Relevanz für die Erfassung der Gestaltungsbedingungen und -grenzen menschlicher Eingriffe in die Natur.
- Es gibt besonders empfindliche Ökosysteme wie zum Beispiel Inseln, aride und arktische Zonen, die Störungen nur schlecht abpuffern können. Diese Systeme zeichnen sich durch geringe Redundanz bei funktionellen Typen aus.
- Fragmentierung und vermehrte Störung natürlicher oder naturnaher Ökosysteme ziehen tiefgreifende Änderungen in den Systemeigenschaften nach sich. Langlebige, große Organismen (z. B. Waldbäume) werden durch kleine, kurzlebige (z. B. Ruderalflora) ersetzt, was die Fähigkeit des Systems verringert, Kohlenstoff oder Nährstoffe zu speichern.
- Niedrige Ökosystemvielfalt in der Landschaft hat ebenfalls Nachteile: die Kosten für Bewirtschaftung und die Anfälligkeit der Region gegenüber Störungen werden erhöht. So müssen beispielsweise Land-

wirte in heckenreichen Gebieten weniger Pestizide einsetzen, da viele Nützlinge von den Hecken auf die Felder wandern und dort die Schadorganismen reduzieren (Schulze und Gerstberger, 1993) Außerdem sind die gewünschten Ökosystemleistungen und -produkte mit monostrukturellen Landschaften nicht zu erzielen. Daher ist die Betrachtung der Landschaftsebene notwendig, um nicht wichtige Ökosystemleistungen aus dem Blick zu verlieren (z. B. Hangschutz, Erosionsschutz, Trinkwasser, Erholung; Kasten D 2.5-1; Kap. E 3.9 und H).

- Die Bemühungen im Rahmen der Restaurationsökologie zeigen, daß viele Eingriffe in die Biosphäre nicht reversibel sind (Kasten D 2.4-1). Das gilt nicht nur auf der Artebene (eine ausgestorbene Art ist unwiederbringlich verloren), sondern auch für Populationen (die durch Evolution genetisch an eine bestimmte Region angepaßt sind) und für bestimmte Ökosystemtypen. Managemententscheidungen, die nicht rückgängig zu machen sind, müssen mit besonderer Sorgfalt getroffen werden. In Zweifelsfällen sollte hier das Vorsorgeprinzip gelten.

Biologische Vielfalt ist nicht nur um ihrer selbst willen, sondern vor allem auch zur Gewährleistung zukünftiger wirtschaftlicher, aber auch kulturelle Entwicklungen unbedingt zu erhalten. Daher muß es im Interesse aller Staaten sein, einen bestimmten Anteil der terrestrischen, limnischen und marinen Ökosysteme in ihrem natürlichen Zustand zu erhalten (Kap. I 1). Solche+ in regionale Nutzungsstrategien eingebundene Kernzonen sollten ohne jegliche kommerzielle Nutzung verbleiben (Kap. E 3.3.2). Sie können zusätzlich als Monitoring- und Kontrollflächen dienen, mit deren Hilfe menschliche Eingriffe in Ökosysteme abgeschätzt werden können.

Schwerpunktthemen

D 3

D 3.1
Der Handel mit bedrohten Arten

Neben der Bedrohung der Ökosysteme aufgrund zunehmender Konversion und Fragmentierung bildet auch die wirtschaftliche Nutzung eine nicht unerhebliche Ursache für den Rückgang oder sogar das Aussterben von Arten. So macht z. B. der Anteil des Handels an der Bedrohung der Wirbeltiere nach Schätzungen ca. 40% aus (Hunter et al., 1998). Die Nachfrage nach seltenen Tier- oder Pflanzenprodukten wie Elfenbein, Rhinozeroshorn, Tigerknochen, Lederartikeln, Pelzen oder Tropenholz, aber auch das Verlangen nach lebenden Arten wie beispielsweise seltenen tropischen Zierpflanzen, Kakteen, Orchideen, exotischen Vögeln oder Napoleonfischen ist beträchtlich. Sie werden für Mode- und Nahrungsmittelindustrie sowie für medizinische und pharmazeutische Forschungszwecke, Ausstellungen und Sammlungen in den Industrieländern verwendet (Sand, 1997). Zum Schutz wildlebender Tier- und Pflanzenarten vor einer übermäßigen Ausbeutung durch den globalen Handel wurde 1973 das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen (Kasten D 3.1-1; Washingtoner Artenschutzabkommen) geschlossen, das derzeit von 144 Staaten ratifiziert ist.

D 3.1.1
Lücken und Schwachpunkte der CITES-Bestimmungen

Durch den sektoralen Ansatzpunkt Handel kann nur ein Ausschnitt innerhalb des internationalen Schutzsystems für die Artenvielfalt abgedeckt werden, da an-

Kasten D 3.1-1

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES)

Die Bestimmungen von CITES ermöglichen eine Regulierung des internationalen Handels mit bedrohten Arten durch ein weltweites System von Ein- und Ausfuhrkontrollen und Genehmigungserfordernissen. Die Voraussetzung dafür ist die Aufnahme der jeweils in Frage stehenden Art in einen der 3 Anhänge der Konvention, die abgestuft nach dem Grad der Bedrohung unterschiedliche Restriktionen für den internationalen Handel (bis hin zum Handelsverbot) vorsehen. Die Anhänge umfassen z. Z. zusammen ca. 34.000 Pflanzen- und Tierarten. Die Entscheidung über die Aufnahme oder Umlistung einer Art wird auf den alle 2–3 Jahre stattfindenden Vertragsstaatenkonferenzen getroffen und erfordert eine 2/3-Mehrheit der Mitgliedstaaten. Die 11. Vertragsstaatenkonferenz ist für April 2000 in Nairobi geplant.

In Anhang I sind akut durch Ausrottung bedrohte Arten aufgenommen, die durch den Handel beeinträchtigt werden oder werden können. Ein Import oder Export eines Exemplars einer solchen Art wird nur unter strengsten Bedingungen zugelassen, so daß eine Aufnahme in Anhang I faktisch einen Handelsstop für diese Art bedeutet. Anhang II enthält Arten, deren Bestand potentiell gefährdet ist, wenn der Handel mit ihnen nicht reglementiert wird. In Anhang III werden Arten aufgenommen, deren Ausbeutung ein Mitgliedstaat auf seinem Hoheitsgebiet verhindern oder beschränken will und bei denen die Mitarbeit anderer Vertragsparteien bezüglich der Kontrolle des Handels erforderlich ist.

Die Umsetzung von CITES erfordert eine Reihe von Maßnahmen der Mitgliedstaaten auf legislativer und administrativer Ebene. So sind die Mindestanforderungen für ein effektives Schutzsystem die Einrichtung entsprechender Behörden, ein nationales Verbot des der Konvention zuwiderlaufenden Handels, das Vorsehen geeigneter Strafen für illegalen Handel oder Besitz eines Exemplars einer bedrohten Art sowie die Möglichkeit zur Beschlagnahme illegal erlangter Exemplare. Das CITES-Sekretariat in Genf überwacht und betreut die Umsetzung auf internationaler Ebene; neben organisatorischen Aufgaben kommt ihm bei der Informationssammlung und -verbreitung sowie bei der Erarbeitung von wissenschaftlichen und technischen Untersuchungen, Normen und Mitteln zur Durchführung des Übereinkommens eine große Rolle zu. Hierbei kann es von qualifizierten NRO unterstützt werden. Ein Beispiel für die wertvolle Mitarbeit von NRO ist TRAFFIC (Trade Records Analysis of Flora and Fauna in Commerce), das als gemeinsame Initiative von WWF und IUCN eine Schlüsselstellung bei Forschung, Überwachung, Initiativmaßnahmen, Trainingsprogrammen und Durchsetzung auf nationaler, regionaler und internationaler Ebene innehat. Auf der Vertragsstaatenkonferenz 1987 sind außerdem permanente Ausschüsse eingesetzt worden, die jeweils in ihren spezifischen Bereichen eine regelmäßige Überprüfung und Bewertung des biologischen und handelsbezogenen Status von Arten aus den Anhängen vornehmen und den noch bestehenden Datenlücken abhelfen sollen. Sie arbeiten in Kooperation mit externen wissenschaftlichen Gremien und haben eine beratende Funktion (Sand, 1997).

dere Gefährdungsfaktoren, wie beispielsweise Degradation oder Fragmentierung der natürlichen Lebensräume, außer Betracht bleiben. Selbst im Bereich des Handels greifen die Bestimmungen erst, wenn Exemplare oder Produkte bedrohter Arten in den *internationalen* Handel eintreten. Eine weitere Lücke offenbart das Beispiel der Seeschildkröten: Sie sind zwar in Anhang I von CITES aufgelistet und unterliegen damit strengen internationalen Handelsreglementierungen. Diese können aber nicht verhindern, daß das Überleben der Seeschildkröten auch durch wirtschaftliche Aktivitäten mit einer anderen Art (Garnelen), bei deren Fang sie als Beifang in die Netze geraten, bedroht ist.

Die Kategorien der Anhänge haben sich angesichts der Komplexität der unterschiedlichen Gefährdungsgrade als zu grob erwiesen. Wie der Beirat im Gutachten 1994 beschrieben hat, besteht dadurch und wegen der notwendigen 2/3-Mehrheit unter den Mitgliedstaaten die Gefahr, daß Entscheidungen über die Aufnahme oder Umlistung einer Art nicht immer den Bedrohungsstatus widerspiegeln, sondern auch durch politisch oder wirtschaftlich orientierte Überlegungen beeinflußt sind (WBGU, 1994).

Trotz der relativ langen Geltungsdauer des Abkommens sind zudem national und lokal noch immer wesentliche Umsetzungsdefizite zu erkennen. So stellte sich im Rahmen einer Untersuchung heraus, daß fast 20 Jahre nach Abschluß des Übereinkommens in einem Großteil der Mitgliedstaaten nicht einmal der oben erwähnte Mindeststandard umgesetzt worden ist (Sand, 1997; Resolution 8.4). Als wesentliche Vollzugsprobleme sind insbesondere die Kontrolle des legalen internationalen Handels mit Arten aus Anhang II, die Eindämmung und Verfolgung von illegalen Transaktionen mit bedrohten Arten sowie Identifikationsschwierigkeiten der in den Anhängen geführten Arten bei den Zollbeamten zu nennen (WBGU, 1994; Tierney, 1998). Die fortgesetzte späte und teilweise unvollständige Übermittlung der jährlichen Nationalberichte erschwert die Aufgaben des Sekretariats. Die Gründe für die mangelhafte Umsetzung sind z. T. fehlende Erfahrung, aber auch unzureichende personelle, institutionelle, technische sowie finanzielle Ausstattung. Insbesondere in Entwicklungsländern, den wesentlichen Trägern der biologischen Vielfalt, bestehen spezifische Probleme, deren Lösung eine verstärkte Kooperation unter den Mitgliedstaaten erfordert (de Klemm, 1993; WBGU, 1994).

D 3.1.2
Konzept „Schutz durch nachhaltige Nutzung“

Angesichts solcher Schwierigkeiten stellt auf den Vertragsstaatenkonferenzen eine wachsende Zahl von Mitgliedstaaten die CITES zugrundeliegende Prämisse in Frage, nach der der Bedrohung der Arten aufgrund kommerzieller Ausbeutung nur durch eine strenge Reglementierung des Handels (bis hin zum Handelsverbot) entgegengewirkt werden kann (Dickson, 1997). In einigen Fällen hatte die Reglementierung lediglich den Effekt, den legalen Handel in den illegalen Bereich zu verlagern (Tierney, 1998). Unter dem Stichwort nachhaltiger Nutzung wird daher argumentiert, daß begrenzter, kontrollierter Handel unter gegebenen Umständen auch ein wirksames Instrument der Erhaltung darstellen könnte. Die auf der 9. Vertragsstaatenkonferenz 1994 angenommene Neufassung der Einstufungskriterien berücksichtigt diesen Gedanken für Entscheidungen über den Transfer einer Art von Anhang I in Anhang II (Resolution 9.24). Unter Rückgriff auf diese Kriterien ist auf der Vertragsstaatenkonferenz 1997 für den afrikanischen Elefanten der Transfer in Anhang II und die damit verbundene begrenzte Wiederaufnahme des Handels mit unbehandeltem Elfenbein ab dem 18.3.1999 beschlossen worden. Die Arealstaaten verpflichten sich im Gegenzug u. a. zur Beseitigung von Schwächen bei der Rechtsdurchsetzung und Kontrolle, zur Reinvestition des Gewinns in die Erhaltung der Elefantenbestände und zur Einhaltung von Vorsorgemaßnahmen (Exportquoten, Kennzeichnung der Herkunft, Handel mit nur einem Importstaat (Japan), Verkauf des Elfenbeins nur durch eine einzige, staatlich kontrollierte Stelle, Erlaubnis unabhängiger Überwachung des Verkaufs, Verpackens und Transportprozesses). Zusätzlich muß ein Antrag auf erneute Hochstufung vorbereitet werden, der im Fall eines Überhandnehmens illegalen Handels oder bei Nichterfüllung der Bedingungen auf Verlangen des Ständigen Ausschusses eingereicht werden soll (Entscheidung 10.1; Dickson, 1997). Die weitere Entwicklung der Elefantenpopulationen in den betreffenden Ländern sowie die Einhaltung der eingegangenen Verpflichtungen werden zu einem Prüfstein für das Konzept der nachhaltigen Nutzun g im Rahmen von CITES werden.

Über diesen Ansatz hinaus wird ferner die Zulassung eines beschränkten Handels mit Arten aus Anhang I gefordert, sofern der Handel zur Finanzierung der Erhaltung beitrüge und keine negativen Effekte auf den Bestand der betreffenden Art hätte (Gray, 1998).

D 3.1.3
Bewertung und Empfehlungen

Schutz durch nachhaltige Nutzung

Der Beirat ist der Ansicht, daß die neuen Bedingungen für einen Transfer einer Art von Anhang I in Anhang II bei angemessener Umsetzung eine adäquate Möglichkeit darstellen, sowohl dem Artenschutz als auch den unterschiedlichen sozialen, ökonomischen und rechtlichen Gegebenheiten der Arealstaaten Rechnung zu tragen. Eine begrenzte Wiederaufnahme des Handels verwischt zwar die klare Trennungsmöglichkeit zwi-

schen legal und illegal erlangten Exemplaren oder Produkten, wodurch Kontrollmaßnahmen erschwert und der moralische Druck auf Nachfrager verringert werden. Die Berücksichtigung spezifischer Belange der Arealstaaten sowie verstärkte Kooperation fördern aber die Chance auf erhöhte Akzeptanz und bessere Umsetzung von Kontroll- und Schutzmaßnahmen. Die Entwicklung und Durchsetzung adäquater Überwachungsmechanismen, Zertifikatsysteme und Erkennungsmethoden (z. B. Gentests) für die Unterscheidung bleibt daher für Arten aus Anhang II eine wichtige Aufgabe.

Bei den in Anhang I aufgenommenen Arten hingegen erfordert die akute Gefahr der Ausrottung weiterhin strikte Handelsreglementierungen. Hierdurch wird die Zahl der sich (aufgrund von Ausnahmeregelungen) legal im internationalen Handel befindlichen Exemplare und Produkte drastisch verringert, was die Kontrolle durch die zuständigen Behörden erleichtert und eventuellen Fälschungen erforderlicher Dokumente vorbeugen kann. Zu bedenken ist allerdings, daß die strikten Regelungen für Arten aus Anhang I in den Arealstaaten (insbesondere in Entwicklungsländern) wichtige Einkommensquellen beschneiden. Ein entsprechender Ausgleich sollte aber wegen der akuten Gefahr der Ausrottung nicht durch eine Lockerung des Handelsverbots, sondern eher durch finanzielle Hilfen, Ausgleichszahlungen, Schuldenerlaß und Entwicklungshilfeprojekte geleistet werden (Kap. I 3.5).

Exportquotenregelungen und Managementpläne

Bei den für Arten des Anhang II getroffenen Quotenregelungen ist zu kritisieren, daß sie nicht die absolute Anzahl der zu entnehmenden Exemplare festsetzen, sondern nur die Anzahl der für den internationalen Handel erlaubten (Sand, 1997). Dieser durch den sektoralen Ansatz von CITES bedingte Mangel verdeutlicht die Notwendigkeit eines Ineinandergreifens aller Instrumente und Übereinkommen für ein globales Schutzsystem beim Erhalt von Arten und Artenvielfalt (Kap. I). Dennoch können in den Ursprungsländern jährlich festgelegte Exportquoten für Arten aus Anhang II eine gewisse Kontrolle über den Umfang des internationalen Handels gewährleisten. Wie der Beirat schon im Gutachten 1994 empfohlen hat, müßten sie für einen effektiven Schutz jeweils auf der Basis neuester wissenschaftlicher Erkenntnisse biologische Eckdaten (z. B. Populationsdynamik und Reproduktionsverhalten) sowie Ausmaß der Gefährdung durch Handel, Habitatzerstörung und Umweltbelastung berücksichtigen. Es wäre sinnvoll, die Rolle der entsprechenden Ausschüsse (Animals Committee, Plants Committee) auf diesem Gebiet erheblich zu stärken und ihren Empfehlungen mehr Gewicht zu verleihen. Wie bei der Entscheidung bezüglich des afrikanischen Elefanten sollten Exportquotenregelungen durch Managementpläne zu Nutzung, Reinvestition in und Erhaltung der nationalen Populationen ergänzt werden, was gleichzeitig den Erhalt der Habitate indirekt fördern kann.

Die Bundesregierung sollte sich außerdem dafür einsetzen, daß bei Entscheidungen über die Aufnahme einer Art in Anhang II gleichzeitig eine Resolution beschlossen wird, die notwendige Forschungs-, Schutz-, Erhaltungs- und Kontrollmaßnahmen in den Areal- und Nachfragestaaten anspricht. Ein Beispiel dafür ist die Resolution über den Erhalt des Stör (Resolution 10.12).

Mechanismus für die Einstufung von Arten

Um der Gefahr primär politisch oder wirtschaftlich motivierter Einstufungsentscheidungen zu begegnen, wird schon seit einiger Zeit der Einsatz oder zumindest die Beteiligung eines unabhängigen und wissenschaftlich orientierten Entscheidungsgremiums gefordert. Bezüglich des Personenkreises kämen hierfür ein unabhängiges Expertengremium (möglicherweise ein Intergovernmental Panel on Biodiversity, Kap. I 3.2.1.1) oder die schon bestehenden Ausschüsse (Animals und Plants Committees) in Betracht. Zu bedenken ist allerdings, daß die Entscheidungen über die Aufnahme oder Umlistung von Arten quasilegislative Akte darstellen, die nicht ohne weiteres Wissenschaftlern übertragen werden können. Sowohl bei der Delegation der Entscheidungen an Sachverständige als auch bei einer stimmberechtigten Beteiligung von Sachverständigen an den Entscheidungen stellt sich das Problem ihrer demokratischen Legitimation.

Sinnvoller erscheint es deshalb, die Kompetenzen der bestehenden Ausschüsse dahingehend zu erweitern, daß die Sichtung und Bewertung von biologischen und handelsbezogenen Daten sowie die Abgabe entsprechender Empfehlungen nicht nur für schon in den Anhängen aufgeführte Arten, sondern auch für aufnahmewürdige Arten erfolgen kann. Hierfür empfiehlt sich eine Zusammenarbeit mit in diesen Bereichen qualifizierten externen Institutionen (IUCN, Rote Listen). Weiterhin könnte durch eine Veröffentlichung den wissenschaftlichen Empfehlungen der Ausschüsse mehr Gewicht verliehen werden.

Effektiver Durchsetzungsmechanismus bei Verstößen oder Nichtumsetzung

Bei Verstößen gegen das Übereinkommen hat das Sekretariat die Aufgabe, sich mit den Vollzugsbehörden der betreffenden Mitgliedstaaten in Verbindung zu setzen. Die darauf folgenden Maßnahmen und Untersuchungen des Sachverhalts stehen aber unter dem Vorbehalt der Übereinstimmung mit nationalen Rechtsvorschriften sowie einem „Initiativrecht“ des betroffenen Mitgliedstaats (Art. 13 CITES). Hier wäre es notwendig, neben unterstützenden Anreizen und Empfehlungen zur Durchführung des Übereinkommens entsprechende Untersuchungen, Abhilfemaßnahmen und auch Sanktionen verbindlich festzuschreiben. In der Vergangenheit hat das Sekretariat in solchen Fällen z. T. den Ständigen Ausschuß eingeschaltet, der in einer Resolution empfahl, Art. 14 Abs. 1 CITES kollektiv anzuwenden und jeglichen Handel mit

bedrohten Arten mit dem betreffenden Staat zu verbieten (Sand, 1997). Beispiele dafür sind Maßnahmen gegen die Vereinten Arabischen Emirate, Thailand und Italien, die daraufhin Gesetzgebung und Vollzug verbesserten und somit die Aufhebung der Sanktionen erreichten (Birnie, 1996). Der Weg für solche Maßnahmen sollte weiterhin beschritten, eventuell sogar verbindlich festgelegt werden. Um einer abgestuften Intensität der Verstöße gerecht zu werden, käme als mildere Maßnahme eine erhöhte Überwachung der Produkte aus dem betroffenen Land in Betracht. Zu bedenken ist bei solchen Handelsrestriktionen ein potentieller Konflikt mit dem Handelsregime von WTO/GATT. Der dort eingerichtete Ausschuß über Handel und Umwelt weist aber darauf hin, daß eventuelle Streitigkeiten zwischen Mitgliedstaaten eines multilateralen Umweltschutzabkommens, das explizit Handelsmaßnahmen vorsieht (so CITES), auch in diesem Rahmen und nicht beim WTO-Streitschlichtungsverfahren gelöst werden sollen (WTO, 1996).

Öffentlichkeitswirkung und -arbeit

Das Konzept von CITES hat sich nicht in allen Fällen als erfolgreich erwiesen (WBGU, 1994). Trotz seines begrenzten Ansatzes und der Umsetzungsschwierigkeiten stellt es aber einen wichtigen Beitrag zum globalen Schutzsystem der Artenvielfalt dar, und seine Möglichkeiten sollten weiterhin genutzt und ausgebaut werden. Insbesondere durch die Einstufung verschiedener Arten in Anhang I wurde eine erhebliche Sensibilisierung der Öffentlichkeit für das Problem des Artensterbens erreicht. Das Handelsverbot für Elfenbein wurde in der Presse ausführlich besprochen, und vielfach konnte eine Substitution verschiedener Produkte realisiert werden, so z. B. synthetische Stoffe statt Leopardenfelle für Mäntel oder Ersatzmaterialien für Elfenbein (Sand, 1997). Eine solche Öffentlichkeitswirkung könnte durch gezielte Öffentlichkeitsarbeit und verstärkte Transparenz gefördert werden. Eine sinnvolle Ergänzung, die wirtschaftliche Nutzung der Arten außerhalb des Schutzansatzes von CITES in eine sanftere Richtung zu lenken, ist nachhaltiger Tourismus (z. B. entsprechende Safaris, Nationalparks; Kap. E 3.7). Die Erhaltung der Arten kann hier mit ökonomischem Nutzen für lokale Gemeinschaften verbunden werden.

D 3.2 Regelungen zur biologischen Sicherheit

D 3.2.1 Warum eine internationale Regelung für Biosafety?

An die Gentechnik sind – insbesondere im Agrar- und Ernährungsbereich – große Erwartungen geknüpft: Von dem neuen Wirtschaftszweig erhofft man sich die Schaffung zusätzlicher Arbeitsplätze und die Sicherung wirtschaftlichen Wachstums. Entwicklungsländern soll die neue Technologie als Bestandteil wirksamer Armutsminderungsstrategien zugute kommen, Ertragssteigerungen durch gentechnisch erlangte Herbizidresistenzen oder Salz- und Trockenheitstoleranzen werden erwartet (Henningsen, 1998a). Die Biotechnologie, insbesondere Freisetzungsexperimente mit genetisch veränderten Organismen (living modified organisms, LMOs) sind aber auch mit gewissen Risiken verbunden (Verwilderung transgener Pflanzen und deren unkontrollierte Ausbreitung, negative Sekundäreffekte, Auswirkungen in Lebensmitteln). In seinem Risikogutachten hat der Beirat bestimmte transgene Pflanzen dieses Anwendungsbereichs der Gentechnik dem Risikotyp *Pythia* zugeordnet (WBGU, 1999a). Kennzeichnend für diesen Risikotyp ist die hohe Ungewißheit sowohl im Bereich der Eintrittswahrscheinlichkeit als auch des Schadensausmaßes. In beiden Fällen fehlt bisher ein ausreichender Grad an Abschätzungssicherheit.

Das Risikobewußtsein hat sich zunächst in den Industrieländern entwickelt. Dort sind die neuen biotechnologischen Methoden entwickelt worden, dort gab es den ersten Bedarf für Freisetzungsexperimente und folgend die ersten politischen Debatten und Gesetzgebungsverfahren. Die nationalen Regelungen sind dabei im einzelnen sehr unterschiedlich ausgefallen; gemeinsam ist ihnen jedoch ein vorgeschaltetes bürokratisches Verfahren mit einer Beschaffungspflicht von Informationen, die unter hohem Kostenaufwand als Genehmigungsvoraussetzung beigebracht werden müssen (Dederer, 1998).

Es besteht daher ein gewisser Anreiz, diese Art von Experimenten und Tests in Ländern durchzuführen, in denen entsprechende Regeln nicht vorhanden sind. In einigen Fällen führten manche Firmen teils ohne hinreichende Aufklärung der betroffenen Staaten Freisetzungsexperimente durch und „exportierten“ gleichsam die damit verbundenen Risiken. Meist waren hiervon Länder betroffen, die aufgrund des Fehlens einer eigenen Industrie im Bereich der Biotechnologie keinen Handlungsbedarf für Regelungen sahen. Es fand also ein Risikoexport von den Industrienationen zu den Entwicklungs- und Schwellenländern statt, ohne daß diese hinreichend am Erkenntnisgewinn neuer, patentgeschützter Produkte beteiligt wurden. Die Gefahr der Insertion transgener Elemente in die Umwelt ist insbesondere in Regionen, in denen artverwandte Wildpflanzen vorkommen, hoch. Mehrere Kulturpflanzen wie z. B. Mais, Kartoffeln und Tomaten, aber auch bestimmte Baumwollarten haben ihren Ursprung in den Ländern Süd- und Mittelamerikas. Trotzdem wurden u. a. insektenresistente und herbizidunempfindliche Baumwolle in Bolivien und Argentinien durch die Firma Calgene (1991) oder genmanipulierte Tomaten, die ihren Reifeprozeß verzögern (Flavr Savr) in Chile und Mexico

(1990 und 1991) getestet (Shiva et al., 1996; GRAIN, 1994).

Anderseits zählen die Bio- und Gentechnologie zu den Schlüsseltechnologien der kommenden Jahrzehnte. Innerhalb der Industriestaaten entsteht daher eine Konkurrenz um den besten Standort für bio- und gentechnologische Forschung. Die rechtlichen Rahmenbedingungen stellen dabei einen der maßgeblichen Wettbewerbsfaktoren dar (Dederer, 1998). Insoweit besteht die Gefahr, wegen des (noch) mangelnden Wissens über mögliche Schadensabläufe Risiken zu unterschätzen, um der eigenen Industrie im Bereich der Biotechnologie keinen Wettbewerbsnachteil zu schaffen oder eine drohende Abwanderung zu verhindern. Einen Überblick über bestehende internationale Regelungen, die biologische Sicherheit berühren, gibt Kasten D 3.2-1.

Ein völkerrechtlich bindendes Protokoll über Biosafety ist daher aus folgenden Gründen notwendig:

- Ein Protokoll hätte den Vorteil, bisher existierende nationale Gesetzgebungen zu harmonisieren und so insbesondere bei den Prüfungsverfahren einen einheitlichen, für die Industrie leicht überschaubaren Mindeststandard zu schaffen, der Standortvorteile auf Kosten der biologischen Vielfalt und der menschlichen Gesundheit ausschließt.
- Entwicklungsländer könnten gegen das Risiko geschützt werden, ohne hinreichende Sicherungsvorkehrungen Test- und Experimentierfeld von neuen, genmanipulierten Sorten aus den Industrieländern zu sein (Graziano, 1996; Hunter et al., 1998).
- Die Auswirkungen einer Freisetzung lassen sich oft nicht auf ein Staatsgebiet einschränken, ein internationales Abkommen mit gemeinsamem Schutzstandard böte den Nachbarstaaten größere Sicherheit.
- Des weiteren würde die Kodifizierung durch ein bindendes völkerrechtliches Dokument eine politische Signalwirkung in bezug auf die Wichtigkeit der behandelten Materie haben (vgl. Montreal Protokoll zum Schutz der Ozonschicht).

D 3.2.2 Das Biosafety-Protokoll

Seit Juli 1996 finden internationale Verhandlungen zur Ausarbeitung eines Biosafety-Protokolls statt, die im Februar 1999 abgeschlossen werden sollten. Da ein Konsens zu diesem Datum nicht erreichbar war, wurde die Verabschiedung verschoben. Ein neuer Verhandlungstermin steht noch nicht fest; sicher ist nur, daß er vor Mai 2000 gelegt werden soll. Ziel des Protokolls ist es, Regelungen zu treffen, die einen internationalen Mindestsicherheitsstandard für biotechnologische Aktivitäten garantieren. Das Protokoll wäre auf diesem Gebiet das erste (völkerrechtlich verbindliche) Abkommen.

D 3.2.2.1 Überblick

Rechtlicher Ausgangspunkt des Protokolls ist das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Kap. I 3). Art. 19 Abs. 3 des Übereinkommens verpflichtet die Vertragsstaaten, „die Notwendigkeit und die näheren Einzelheiten eines Protokolls über geeignete Verfahren, [...] die nachteilige Auswirkungen auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt haben können“ zu prüfen. Nach Prüfung durch eine Expertengruppe beschloß die Konferenz der Vertragsstaaten auf ihrem zweiten Treffen 1995 durch Entscheidung II/5 eine Arbeitsgruppe einzusetzen, die einen Protokollentwurf erarbeitete, der in Cartagena im Februar 1999 angenommen (CBD/BSWG/6/L.2/Rev.2), aber von der Sondervertragsstaatenkonferenz noch nicht verabschiedet wurde. Inhaltlich umstritten war auf der dann unterbrochenen Konferenz bis zuletzt, ob und in welchem Umfang die folgenden Bereiche oder Prinzipien auch Teil bzw. Grundlage des Protokolls werden sollen:

– die Einbeziehung der menschlichen Gesundheit als Schutzgut,
– die Anwendung der Schutzmechanismen des Protokolls,
– Die Einbeziehung sozioökonomischer Auswirkungen in eine Risikoanalyse; die Zugrundelegung des Vorsorgeprinzips bei der Risikoabschätzung,
– die inhaltliche Ausgestaltung des AIA-Verfahrens.

Auch über Art und Umfang eines Haftungsregimes im Rahmen des Protokolls konnte kein Konsens gefunden werden. Die Erfahrung aus anderen völkerrechtlichen Abkommen hat gezeigt, daß die Regelung von Haftungsfragen schwierig, verhandlungs- und zeitintensiv ist. So ist es im Rahmen des Basler Übereinkommens über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung von 1989 bis heute nicht gelungen, ein von allen Vertragsstaaten getragenes Haftungsregime auszuarbeiten. Zur Förderung eines baldigen Abschlusses der Protokollverhandlungen wurde auf dem letzten, 6. Treffen der BSWG daher insoweit Konsens erzielt, daß mit der Ausarbeitung von Haftungsregelungen erst beim 1. Treffen der Protokollparteien begonnen werden soll und diese dann innerhalb von 4 Jahren abzuschließen ist. Hochumstrittene Einzelfragen wurden so aus den Protokollverhandlungen ausgegliedert und verschoben. Der Beirat weist in diesem Zusammenhang darauf hin, daß ein ausdifferenziertes Haftungssystem – insbesondere im Hinblick auf die ihm innewohnende Präventivfunktion – wesentlicher Bestandteil eines wirksamen Biosafety-Regimes sein sollte. Die im Sinn einer zügigen Konsensfindung zweckmäßige Ausgliederung darf nicht dazu verleiten, diesen Regelungsbereich zu vernachlässigen.

Zwar konnte auch auf dem 6. Treffen der BSWG und der sich unmittelbar anschließenden 1. außerordentli-

Kasten D 3.2-1

Biologische Sicherheit im existierenden Völkerrecht

Soft-law-Regelungen

Umfassende völkerrechtliche Regelungen, die sich mit dem Themenkomplex Biosafety befassen, gibt es bisher nicht; allerdings existieren bereits von unterschiedlichen internationalen Organisationen initiierte „guidelines“, die auf freiwilliger Basis Teilaspekte aus dem Bereich Biosafety regeln.

- *Codex Alimentarius:* Die Codex-Alimentarius-Kommission (CAC) wurde 1962 von FAO und WHO ins Leben gerufen, um ein Programm zur Festsetzung von Lebensmittelstandards zu schaffen. Der Kommission gehören mittlerweile 162 Staaten an. Ziel des Programms ist die Gewährleistung des Verbraucherschutzes im Lebensmittelbereich und die Schaffung fairer Standards im Handel mit Lebensmitteln (Art. 1 a CAC). Zur Erfüllung dieser Aufgaben soll die CAC die Ausarbeitung von Standardentwürfen durch geeignete Organisationen bzw. mit deren Hilfe veranlassen und leiten (Art. 1 c). Diese ausgearbeiteten Lebensmittelstandards sind in einer Sammlung, dem Codex Alimentarius, zu veröffentlichen und den jeweiligen Entwicklungen anzupassen (Art. 1 d, e). Sie haben für die Mitgliedstaaten keine bindende Wirkung, gelten jedoch als international anerkannte Empfehlungen (Beschluß der Vollversammlung 39/248). Unter diesem Gesichtspunkt fallen auch gentechnisch behandelte Lebensmittel unter das allgemeine Schutzregime des Codex, spezifisch gentechnische Regelungen enthält er jedoch nicht. Für viele Regierungen ist der Codex Alimentarius vornehmlich als Instrument zum Abbau nicht tarifärer Handelshemmnisse interessant; folgerichtig ist die Reduzierung von Handelsbeschränkungen in den letzten Jahren immer weiter in den Vordergrund der Kommissionsarbeit gerückt (Merkle, 1994).
- *UNIDO (United Nations Industrial Development Organisation) Voluntary Code of Conduct:* Das Sekretariat von UNIDO entwickelte einen Code of Conduct für die Aussetzung von Organismen in die Umwelt. Der Code beinhaltet die Empfehlung an den nationalen Gesetzgeber, Regelungen zu schaffen, nach denen bei Aussetzung von GMOs die zuständigen nationalen Behörden miteinbezogen werden sollen. Dem kann aber schon durch bloße Inkenntnissetzung genügt werden, eine Billigung ist nicht erforderlich (Shiva et al., 1996).
- *Code of Conduct für Biotechnologie:* Die 1983 während der FAO-Konferenz gebildete und inzwischen 158 Mitglieder starke Kommission für Genetische Ressourcen bei Pflanzen im Bereich der Lebensmittel erarbeitete einen Code of Conduct für den Umgang mit Biotechnologie. Ein vorläufiger Entwurf war in vier Kapitel aufgeteilt, Kapitel 3 beschäftigte sich unter anderem mit Belangen zur Biosafety-Problematik. 1993 stellte die Kommission ihre Arbeit an diesem Bereich des Codes jedoch ein, da Fragen zu Biosafety eher unter die Regie der CBD fallen würden. Es wurde die Empfehlung ausgesprochen, die bisherigen Entwürfe als Anregung für zukünftige Regelungen zu sehen (Shiva et al. 1996; FAO CL 103/Rep).
- *UNEP International Technical Guidelines for Safety in Biotechnology:* Im Rahmen der Entscheidung II/5, in der die 2. Vertragsstaatenkonferenz der CBD 1995 eine Arbeitsgruppe zur Ausfertigung eines Biosafetyprotokolls beauftragte, wurde auf die Dringlichkeit hingewiesen, umgehend unverbindliche Richtlinien für einen sicheren Umgang mit der Biotechnologie zu schaffen. Diese Richtlinien sollten bis zum Erlaß des Protokolls als Orientierungshilfe dienen. Ihr Inhalt setzt sich aus den Vorgaben bisher bestehender Schutzvorschriften zusammen und regelt vor allem Bereiche des Risikomanagements, des Informationsaustauschs und des Capacity Building.
- *Kapitel 16 der AGENDA 21* widmet sich dem umweltverträglichen Umgang mit Biotechnologie und fordert vor allem die Entwicklung von Risikoabschätzungs- und -managementregeln für jeden Bereich der Biotechnologie.

Völkerrechtlich bindende Regelungen

- *Art. 19 Abs. 4 CBD:* Diese Vorschrift des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, die den exportierenden Vertragsstaaten eine Informationspflicht über mögliche nachteilige Auswirkungen beim Umgang mit lebenden modifizierten Organismen (LMO) vorschreibt, ist völkerrechtlich verbindlich.
- *Die Internationale Konvention zum Pflanzenschutz (IPPC):* Dieses Übereinkommen trat 1952 in Kraft, zählt gegenwärtig 106 Mitglieder und wurde 1979, 1983 und 1997 überarbeitet. Ziel des Übereinkommens ist die Verhinderung und Eindämmung von epidemischen Pflanzenkrankheiten. In diesem Zusammenhang dürfen die Mitgliedsstaaten gem. Art. 4 Einfuhrbeschränkungen und -verbote über bestimmte Pflanzensorten verhängen. Im Rahmen dieses Schutzbereiches ist die Konvention auch auf gentechnisch veränderte Pflanzen, also auch auf Saatgut, anwendbar. Da der Zweck der IPPC jedoch ist, die Ausbreitung von Pflanzenseuchen zu verhindern, können die oben erwähnten Maßnahmen nur ergriffen werden, wenn eben diese Gefahr von einer gentechnisch veränderten Pflanze droht (Shiva et al., 1996; FAO, 1998a).

chen Vertragsstaatenkonferenz der CBD in vielen Bereichen keine Annäherung erreicht werden. Im Gegensatz zu den vorhergehenden Sitzungen wandelte sich jedoch die Zusammensetzung der Interessengruppen. Standen sich bisher einmal mehr die Gruppe der Industriestaaten und die Entwicklungsländer (G77-Staaten und China) gegenüber, so scheiterte die Einigung auf ein von der EU vorgeschlagenes und mit vielen Kompromißformulierungen durchzogenes Protokoll letztlich an einigen großen Agrarexporteuren (Argentinien, Australien, Chile, Kanada, Uruguay und – obwohl nicht abstimmungsberechtigt – den USA). Dabei kam der Vorschlag den besonderen Interessen dieser Länder entgegen. So sollten LMOs, die unmittelbar zum Verzehr oder als Futter bestimmt sind, von dem AIA-Verfahren ausgenommen werden (Bai et al., 1999). Weiterhin wurde auf jene Vorschrift verzichtet, die es Importstaaten auch bei fehlender wissenschaftlicher Gewißheit ermöglichte, die Einfuhr zu verweigern (Art. 8 Abs. 7 des Protokollentwurfs).

Bemerkenswert bleibt, daß sich Entwicklungs- und Schwellenländer bei den Ausarbeitungen des Protokolls

mehrheitlich (Ausnahme: Argentinien, Chile, Uruguay) für ein ausgeprägtes Biosafety-Regime einsetzten.

D 3.2.2.2
Die weiterhin stark umstrittenen Regelungen im einzelnen

Die Einbeziehung der menschlichen Gesundheit als Schutzgut des Protokolls

In enger Anlehnung an Art. 19 Abs. 3 und den ausdrücklichen Schutzzweck der CBD wird vertreten, daß durch das Protokoll nur nachteilige Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, nicht aber auch auf die menschliche Gesundheit verhindert werden sollen. Auch die unmittelbare Rechtsgrundlage für die Ausarbeitung des Protokolls, der operative Teil der Entscheidung II/5 der 2. Vertragsstaatenkonferenz der CBD, bezieht sich nur auf die biologische Vielfalt. Jedoch zeigen die in II/5 geäußerten Erwägungen ausdrücklich, daß auch die menschliche Gesundheit eine durch das Protokoll zu bewältigende Besorgnis der Mehrheit der Vertragsstaaten war. Zudem sollte Art. 19 Abs. 3 mit Art. 8(g) CBD im Zusammenhang gelesen werden. Letztgenannte Vorschrift fordert bei der Nutzung oder Freisetzung der durch Biotechnologie hervorgebrachten LMOs von den Mitgliedstaaten eine innerstaatlich ausgestaltete Risikokontrolle, die auch die Risiken für die menschliche Gesundheit berücksichtigt.

Aus europäischer Sicht ist darauf hinzuweisen, daß Art. 4 der Richtlinie über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt (90/220/EWG) die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, Sorge zu tragen, „daß alle geeigneten Maßnahmen getroffen werden, damit die absichtliche Freisetzung oder das Inverkehrbringen von GVO [Genetisch veränderte Organismen] keine Gefährdung *der menschlichen Gesundheit* und der Umwelt zur Folge hat“. Weiterhin ist es auch auf Grundlage bisherigen Völkerrechts unter gewissen Voraussetzungen denkbar, die Einfuhr gentechnisch veränderter Produkte mit möglichen gefährdenden Auswirkungen für die menschliche Gesundheit durch nationale Gesetzgebung zu untersagen, ohne dabei gegen das GATT zu verstoßen. Denn nach dessen Art. XX(b) bleibt es den Mitgliedstaaten grundsätzlich unbenommen, zum Schutz des Lebens und der Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen innerhalb des eigenen Territoriums Regelungen zu erlassen, die sich auch handelsbeschränkend auswirken können. In dem Bewußtsein, daß so weit gefaßte Begriffe zu verschleierten Beschränkungen des internationalen Handels einladen, wurde 1994 das Übereinkommen über die Anwendung sanitärer und phytosanitärer Maßnahmen (SPS) beschlossen. Nach Art. 2 Abs. 2 SPS dürfen die ergriffenen Maßnahmen nur in einem für den Schutz notwendigen Ausmaß angewandt werden und müssen *„auf wissenschaftlichen Grundsätzen beruhen und [dürfen] nicht ohne ausreichende wissenschaftliche Beweise aufrecht erhalten werden“*. Gemäß Art. 5 Abs. 7 kann ein Mitglied aber *in Fällen, in denen der diesbezügliche wissenschaftliche Beweis unzureichend ist, [...] vorübergehend sanitäre oder phytosanitäre Maßnahmen treffen [...].* Ein unter diese Ausnahmeregelung zur Handelsfreiheit fallendes Beispiel könnte die – allerdings nicht unmittelbar vor der Marktzulassung stehende – „Genkartoffel“ sein. In einem Aufsehen erregenden Versuch wurde Kartoffeln ein Gen eingesetzt, das normalerweise Schneeglöckchen vor Insektenfraß schützt und sich in toxikologischen Untersuchungen als relativ ungiftig erwies. Zeitintensive Experimente, die in den bisherigen Versuchen für eine Marktzulassung nicht erforderlich sind, zeigten jedoch, daß die verfütterte, gentechnisch veränderte Kartoffel signifikante Wirkungen auf die Organentwicklung, den Stoffwechsel und das Immunsystem von Versuchstieren hat (Puztai, 1998; Sentker, 1999; Coghlan et al., 1999). Zwar kann ein einzelnes Experiment wohl noch nicht als ausreichender wissenschaftlicher Beweis im Sinn von Art. 2 Abs. 2 SPS gewürdigt werden, doch erlaubt Art. 5 Abs. 7 SPS in Fällen eines erkannten, wissenschaftlich aber noch nicht sicher zu belegenden Risikopotentials nationale Vorsichtsmaßnahmen.

Anwendungsbereich der Schutzmechanismen des Protokolls

Zum einen gehen die Ansichten auseinander, inwieweit neben „lebenden“ modifizierten Organismen auch Endprodukte (insbesondere Lebensmittel), in denen LMOs verarbeitet wurden, in das Protokoll einbezogen werden sollen. Staaten, die dem Protokoll nur eine geringe Tragweite zukommen lassen wollen, stützen ihre Argumentation auf den Wortlaut von Art. 8(g) und 19 Abs. 3 CBD. Diese Vorschriften beziehen sich nur auf LMOs, also auf *lebende* modifizierte Organismen. Die Gegenseite fordert einen effektiven, den umfassenden Zielen des Rio-Gipfels Rechnung tragenden Ansatz. Gestützt wird dieser auf eine Reihe wissenschaftlicher Studien, nach denen eine schädigende Wirkung für die Artenvielfalt und die menschliche Gesundheit auch in solchen Fällen nicht ausschlossen ist (Henningsen, 1998b).

Weiterhin sei erwähnt, daß sowohl die EU-Richtlinie 90/220 als auch die deutsche Gesetzgebung genetisch veränderte Organismen und deren Produkte gleich behandeln (Art. 1 Abs. 1, 2. Spiegelstrich; §2 I Abs. 1 Nr. 4 GenTG).

Uneinigkeit besteht auch in der Frage, inwieweit noch *lebende* landwirtschaftliche Massengüter, die zum Verkehr, als Futter oder zur Weiterverarbeitung dienen, unter den Anwendungsbereich des Protokolls fallen sollen. Der Ausschluß dieser Güter wurde vehement von den Agrarexporteuren gefordert. Im gegenwärtigen Protokollentwurf sind die landwirtschaftlichen Massengüter (agricultural commodities) lediglich vom AIA-Verfahren ausgenommen. Ausgeschlossen werden sollen also danach nicht nur die weiterverarbei-

teten Lebensmittelprodukte (z. B. Cornflakes, Sojaöl), sondern auch die (noch lebenden) Erzeugnisse selbst (Mais, Sojasprossen). Die Gefahr für die Biodiversität wird zum Teil als gering angesehen, da die Lebensmittel in der Regel nicht gezielt in die Umwelt gelangen würden. Die erhebliche Gefahr einer unbeabsichtigten Freisetzung spricht jedoch ausschlaggebend für ihre Einbeziehung.

Eine weitere Frage ist, ob die agricultural commodities nicht eine Gefahr für die menschliche Gesundheit darstellen. Insoweit muß die Diskussion im Zusammenhang mit der Streitfrage gesehen werden, ob die menschliche Gesundheit auch Schutzziel des Protokolls sein soll. Wird dies – wie in dem Protokollentwurf – bejaht, wäre es unstimmig, gentechnisch veränderte Lebensmittel als eine der potentiellen Gefahrenquellen für die menschliche Gesundheit auszuschließen.

Einbeziehung sozioökonomischer Kriterien in die Risikoanalyse und -bewertung

Kontrovers wird auch diskutiert, ob sozioökonomische Folgen, die durch die Verwendung von LMOs auftreten können, Teil einer Risikoabschätzung sein sollen. Eine Seite verlangt, daß Importländer von LMOs mögliche Folgen wie „genetische Erosion sowie damit verbundenen Einkommensverlust und Verdrängung traditioneller Farmer und Farmprodukte“ mit berücksichtigen sollen (CBD/BSWG/5/ Inf.1). Die Gegenseite hält eine solche Regelung in einem Biosafety-Protokoll für deplaziert und sieht in solchen Aspekten ein Einfallstor zur Rechtfertigung willkürlicher Handelsbarrieren (Miller und Huttner, 1998).

Dort, wo ausschließlich sozioökonomische Aspekte einem Import entgegengehalten werden, erhebt sich die Frage, ob und inwieweit ein Recht auf nachhaltige Entwicklung durch Gentechnologie gefährdete traditionelle Agrarstrukturen schützen könnte. Weiterhin fragt sich, ob der Handel aus solchen Gründen einschränkbar sein sollte.

Das Vorsorgeprinzip

Uneinigkeit herrscht darüber, ob bei der Nutzung oder Freisetzung von LMOs für die Beurteilung der Sicherheit auf das Vorsorgeprinzip zurückgegriffen werden soll. Die Grundaussage des Vorsorgeprinzips ist, daß beim Erkennen einer möglichen Gefahr *„das Fehlen einer völligen wissenschaftlichen Gewißheit nicht als Grund für das Aufschieben von Maßnahmen zur Vermeidung einer solchen Bedrohung dienen sollte* “ (Präambel der CBD; Birnie und Boyle, 1992). Das Vorsorgeprinzip ist Völkergewohnheitsrecht *in statu nascendi* , obgleich seine konkreten Anforderungen oft nicht präzise erfaßbar sind. Jedenfalls steigen die Sicherheitsanforderungen mit dem Ausmaß und der Irreversibilität des potentiellen Schadens. Weiterhin kann wohl angenommen werden, daß ein völkerrechtliches Vorsorgeprinzip im allgemeinen geringere Sicherheitsanforderungen stellt als das gegenwärtig im deutschen Gefahrenabwehr- und Anlagengenehmigungsrecht ausgeprägte Vorsorgeprinzip.

Die Notwendigkeit einer Aufnahme des Vorsorgeprinzips in das Biosafety-Protokoll wurde vornehmlich von Agrarmassengüter exportierenden Staaten verneint, die bei den Verhandlungen generell von der Unbedenklichkeit genmanipulierter Organismen ausgehen. Im Ergebnis soll dieser Streit die Frage entscheiden, ob das Import- oder Exportland von LMOs die Beweislast (und die damit verbundenen Forschungskosten) über deren Gefährlichkeit zu tragen hat. Bei Zugrundelegung des Vorsorgeprinzips wäre es demnach die Pflicht der exportierenden Staaten nachzuweisen, daß von den LMOs keine Gefahr für die biologische Vielfalt und menschliche Gesundheit zu erwarten ist. Geht das Protokoll hingegen von einer generellen Ungefährlichkeit der LMOs aus, müssen die Importstaaten darlegen, daß im konkreten Fall eine Gefährdung droht; ansonsten könnte deren Weigerung ein ungerechtfertigtes Handelshemmnis darstellen.

Der Rahmen, in den das Biosafety-Protokoll eingebettet ist, drängt auf eine Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips: Die Präambel der CBD und der 15. Grundsatz der Rio-Deklaration von 1992 erwähnen es ausdrücklich. Auch läßt die Praxis einiger EU-Staaten deren erhebliche Bedenken gegen die Ungefährlichkeit von LMOs vermuten. Obgleich die Zustimmung von der zuständigen Behörde – bei Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips – erteilt wurde, verboten die Regierungen Österreichs und Luxemburgs den Einsatz des Novartis-Bt-Mais, der über die französische Zweigstelle des Schweizer Unternehmens auf den EU-Markt eingeführt werden sollte.

Denn nach Art. 16 Abs. 1 der Richtlinie 90/220 kann ein Mitgliedstaat den Einsatz und/oder Verkauf eines Produkts verhindern, soweit für ihn die berechtigte Annahme vorliegt, daß es „eine Gefahr für die menschliche Gesundheit darstellt“. Auch Griechenland berief sich auf diese Vorschrift, um den Einsatz von genmanipuliertem Raps zu verhindern. In Frankreich und Großbritannien ist der Anbau des „Genmais“ zumindest vorübergehend nicht zulässig (in Frankreich durch verwaltungsgerichtliches Urteil, in Großbritannien durch ein von der Regierung angeordnetes 3jähriges Moratorium (Whyndham und Evansa, 1988)). Das Umweltkomitee des Europäischen Parlaments drängte die Kommission, ein Moratorium über weitere Zustimmungen zum Anbau von GVOs anzuordnen. Das zuständige Wissenschaftskomitee der EU, das Empfehlungen für die Genehmigung neuer Sorten ausspricht, äußerte erstmals ernsthafte Bedenken über die Sicherheit einer genmanipulierten Kartoffelsorte der niederländischen Firma Avebe und verweigerte seine Zustimmung (Notification C/NL/ 96/10). Schließlich hat die Kommission im

Februar 1998 bei ihrem Vorschlag für eine Änderung der Richtlinie 90/220 ein intensiveres Risikobewertungssystem und eine erhöhte Kontrolle des Produktionszyklus vorgesehen (98/0072 (COD)).

Dennoch fand das Vorsorgeprinzip nur Eingang in die Präambel, nicht in den operativen Teil des Biosafety-Protokollentwurfs in der Fassung des zuletzt von der EU vorgeschlagenen Kompromisses. Die Konturenlosigkeit des Vorsorgeprinzips mag unbegründete Ängste schüren. Doch ist auch in diesem Zusammenhang auf das SPS-Übereinkommen zu verweisen, das dem Vorsorgegedanken (ohne das Vorsorgeprinzip ausdrücklich zu erwähnen) mit seiner Ausnahmevorschrift in Art. 5 Abs. 7 Rechnung trägt, der auch im Bereich der „Grünen Gentechnik" anwendbar ist: So besitzt z. B. gentechnisch manipulierter Bt-Mais die Fähigkeit, selbst ein aus Bakterien (*Bacillus thuringiensis*) stammendes Gift zu produzieren und sich so vor dem Befall von Schädlingen, vor allem Larven des Maiszünslers, zu schützen. Erste unabhängige Versuche nähren den Verdacht, daß als Nebenfolge auch unverhältnismäßig viele Nützlinge sterben, insbesondere die natürlichen Feinde des Schädlings, die die mit Toxinen angereicherten Larven fressen. Ein natürlicher Stoffkreislauf droht so aus dem Gleichgewicht zu geraten (Concar, 1999). Bedenklich ist vor allem, daß in der erwähnten Versuchsreihe mehr Nützlinge durch den Verzehr vergifteter Maiszünsler starben als in den Fällen, in denen ihnen die gleiche Ausgangsmenge des Bt-Gifts direkt zugeführt wurde.

Der Beirat empfiehlt daher, bei künftigen Verhandlungen am Vorsorgeprinzip als Grundlage des Biosafety-Protokolls festzuhalten. Dies gebietet nicht nur der Kontext des Protokolls, sondern auch die Tatsache, daß die Freisetzung von LMOs eine so gut wie irreversible Handlung ist, eine „Rückholung" der freigesetzten Organismen und das Verhindern der Verbreitung ihrer Gene in Wildpopulationen kaum garantiert werden kann. Gleichzeitig sollte der Begriff des völkerrechtlichen Vorsorgeprinzips bereichsspezifisch präzisiert werden, um weder als hohles Schlagwort noch als unlauteres Handelshemmnis benutzt werden zu können.

Der Beirat weist darauf hin, daß ein zuverlässiger, rein wirtschaftlich orientierter Indikator im Bereich der Einschätzung potentieller Risiken der Gentechnologie der Versicherungssektor ist. In ihrer Veröffentlichung „Gentechnik und Haftpflichtversicherung" räumt die Schweizer Rück ein, daß das Risikoprofil der Gentechnik sowohl im Hinblick auf die unsichere Rechtslage als auch auf das Ausmaß möglicher (Langzeit-)Schäden „äußerst facettenreich und kaum antizipierbar" sei (Epprecht, 1998). Anhand dieser Stellungnahme wird deutlich, daß die Umsetzung eines Vorsorgegedankens nicht zwangsläufig durch ordnungsrechtliche Instrumente erfolgen muß, sondern auch durch ein Haftungsregime mit seinen präventiven Elementen erreicht werden kann (WBGU, 1999a). Läßt sich das Risiko wegen mangelnder Vorhersehbarkeit von Schadensausmaß und -eintritt auch durch noch so hohe Prämien nicht versichern, kann hiervon eine verbotsgleiche Wirkung ausgehen. Ist die riskante Tätigkeit dennoch erwünscht, kann das Haftungsrecht durch die Einführung von Haftungsgrenzen seine Steuerwirkung entfalten.

Inhaltliche Ausgestaltung des AIA-Verfahrens (advance informed agreement)

In den vorgesehenen Regelungen des Protokolls nimmt das Instrument der „vorherigen Zustimmung in Kenntnis der Sachlage" einen breiten Raum ein. Der Staat, in den die LMOs verbracht werden sollen, muß von dem Exportland Informationen erhalten, die es ihm ermöglichen, seine Zustimmungsentscheidung in voller Kenntnis der Sachlage zu treffen. Über den genaueren Anwendungsbereich dieses Verfahrens herrscht im Hinblick auf die Handelsfreiheit noch Streit. Im einzelnen umstritten ist unter anderem, ob das AIA-Verfahren uneingeschränkt für alle LMOs gelten soll, ein Import ohne ausdrückliche vorherige Zustimmung grundsätzlich auszuschließen ist (keine Zustimmungsfiktion) und inwieweit die Information der Nachbarstaaten erforderlich ist. Weiterhin ungeklärt ist, ob eine vorherige Risikoanalyse im Exportland auf dessen Kosten vorgenommen werden muß (Gündling, 1998) oder welcher Zeitrahmen dem Importland für die Risikoanalyse zugestanden werden soll. In dem gegenwärtigen Protokollentwurf sind die landwirtschaftlichen Massengüter von der Verpflichtung, ein AIA-Verfahren zu durchlaufen, ausgenommen. Der Beirat weist darauf hin, daß bereits Art. 8(g) der CBD die Mitgliedstaaten zu Risikokontrollen bei LMOs auf nationaler Ebene auffordert. Die aus Art. 8(g) hervorgehende Verpflichtung der Nationalstaaten legt somit die Anwendbarkeit des AIA-Verfahrens für landwirtschaftliche Massengüter durchaus nahe. Im Ergebnis wurde durch den Ausschluß landwirtschaftlicher Massengüter aus dem AIA-Verfahren innerhalb des angestrebten Biosafety-Protokolls nur die Schaffung eines gemeinsamen Mindeststandards auf internationaler Ebene unterlassen.

An dieser Diskussion hat sich ein weiterer Streitpunkt entzündet. Die Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Massengüter in den Transportbegleitpapieren soll nach Ansicht der Exportstaaten von Agrarmassengütern entfallen, da sie als Importgut nicht AIA-pflichtig seien und insoweit eine Kennzeichnung irreführend sei. Dem ist jedoch entgegenzuhalten, daß eine Kennzeichnung nicht nur für ein AIA-Verfahren sinnvoll ist, sondern auch für ein Risikomanagement außerhalb des AIA-Verfahrens.

D 3.2.2.3
Bleiben Chancen für ein Protokoll?

Offiziell sind die Verhandlungen zur Verabschiedung eines Biosafety-Protokolls durch Beschluß der 1. au-

ßerordentlichen Vertragsstaatenkonferenz der CBD verschoben worden. Die Verhandlungen befinden sich jedoch in einer Sackgasse. Der Graben fehlender Übereinstimmungen verläuft seit den letzten Verhandlungen im Februar 1999 gegenwärtig weniger zwischen Entwicklungsländern und Industriestaaten als zwischen einigen Exporteuren von Agrarmassengütern und den übrigen Staaten. Erstgenannte sehen in einem möglichen Protokoll ein Handelsabkommen, das sich als Umweltabkommen maskiert.

Die Wiederaufnahme der Verhandlungen könnte dennoch erfolgversprechend verlaufen, wenn den Protokollgegnern zu vermitteln wäre, daß die befürchteten Einbußen durch das Protokoll geringer sind als von ihnen angenommen. Die obigen Ausführungen haben gezeigt, daß es auch auf der Grundlage bisherigen Völkerrechts unter gewissen Voraussetzungen bereits denkbar wäre, die Einfuhr gentechnisch veränderter Produkte durch nationale Gesetzgebung zu untersagen, ohne dabei gegen das GATT zu verstoßen. Mit dieser Aussage soll jedoch nicht auf die fehlende Notwendigkeit eines Protokolls hingewiesen werden, sondern dessen eigentlicher Standort hervorgehoben werden: Eine optimierte, den Besonderheiten von LMOs Rechnung tragende Regelung zu schaffen und die in Art. 8(g) CBD bereits geforderte Implementierung eines Risikomanagements auf internationaler Ebene zu etablieren.

D 3.2.2.4
Empfehlungen

Der Beirat unterstützt den von Deutschland eingenommenen Standpunkt zu einem Biosafety-Protokoll, der die Einbeziehung der menschlichen Gesundheit und des Vorsorgeprinzips mit umfaßt. Die Notwendigkeit eines Protokolls bleibt bestehen und erfordert weiterhin ein starkes Engagement der befürwortenden Staaten. Die Gründe des Scheiterns liegen in den Exportinteressen einiger Staaten an Agrarmassengütern. Der Beirat hat ausgeführt, daß es bereits heute Mechanismen gibt, um sich im Einklang mit bestehenden internationalen Handelsabkommen vor schädlichen Auswirkungen der Gentechnologie im Agrar- und Lebensmittelbereich zu schützen und rät, dies bei den anstehenden Verhandlungen bisherigen Protokollgegnern deutlich zu machen und die positiven Wirkungsweisen einer international abgestimmten Regelung hervorzuheben. Weiterhin ist trotz Ausgliederung der Haftungsfrage aus dem Protokollentwurf die Steuerungsfunktion eines weiterhin anzustrebenden Haftungsregimes zu berücksichtigen.

Unzureichende wissenschaftliche Erkenntnis über Gefahrenpotentiale im Bereich der „Grünen Gentechnik“ ist ein Grund fehlender Konsensfindung im Vergleich zu anderen Schutzregimen (Baseler Konvention von 1989, PIC-Konvention von 1998, Verhandlungen über eine POPs-Konvention (Persistente organische Schadstoffe)). In diesem Bereich besteht daher intensiver Forschungsbedarf. Da es sich bei der „Grünen Gentechnik“ um eine Technik mit großen wirtschaftlichen Erwartungen handelt, muß in besonderer Weise eine interessenunabhängige Forschung gewährleistet sein.

D 3.3
Bioprospektierung

D 3.3.1
Einleitung

Zahlreiche staatliche Institutionen und private Unternehmen sammeln, erfassen und analysieren genetische Ressourcen. Die Erkundung biologischen Materials zum Zweck der Aufbereitung für eine potentielle industrielle Nutzung wird als „Prospektierung biologischer Vielfalt“ bezeichnet (WBGU, 1996a; im folgenden „Bioprospektierung“). Aufgrund des höheren Erfolgsgrads wird dies vornehmlich in Ländern mit hoher biologischer Vielfalt betrieben (Balick et al., 1996).

In diesem Kapitel können nur wenige Beispiele der Naturstoffnutzung aus dem umfangreichen Anwendungsgebiet der Bioprospektierung herausgegriffen werden, und das angrenzende Gebiet der Bionik mit der Entwicklung technischer Neuerungen nach dem Vorbild der Natur kann schließlich nur gestreift werden. Diese Beispiele sollen sowohl Chancen einer zukunftsträchtigen nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt als auch mögliche Risiken ihrer Beeinträchtigung (z. B. durch Übernutzung) verdeutlichen.

Neben der konventionellen Synthesechemie hat es gerade in Deutschland immer auch eine hochentwickelte Naturstoffchemie gegeben. Mit der Entwicklung fermentationsbasierter Naturstoffprodukte in den 40er Jahren und den zunehmend verbesserten Techniken der organischen Synthesechemie hatte das Interesse an der Entdeckung neuer Naturprodukte als Prototypen für pharmazeutische und agrochemische Produkte in den 60er und 70er Jahren allerdings vorübergehend nachgelassen. Durch moderne chemische, molekularbiologische und physikalische Verfahren hat die Naturstoffchemie in jüngerer Zeit jedoch eine Renaissance erfahren, die letztendlich auch zum derzeitigen Interesse an der Bioprospektierung geführt hat. Erfolgreiche Medizinprodukte auf der Basis neuer Wirkstoffe sind ein eindrucksvolles Beispiel dieser Entwicklung. Insbesondere ist das wichtige Potential höherer Pflanzen, aber zunehmend auch von Mikroorganismen erkannt worden, Prototypen für neue Pharmaka, Agrochemikalien und andere Verbrauchsgüter zu liefern

(Feinsilver, 1996). Zu den Faktoren, die zu dieser Renaissance der Naturstofforschung und -produktentwicklung beigetragen haben, gehören insbesondere molekularbiologisch verbesserte Testsysteme zur Erfassung biologischer Funktionen (Bioassays). Weiterhin haben die Fortschritte bei den chemischen Separationsmethoden zur Herstellung von Reinsubstanzen und bei der Strukturaufklärung von Molekülen sowie die weltweite Zunahme des Wettbewerbs die Entwicklung der Naturstoffchemie gefördert. Nicht zu unterschätzen ist auch die veränderte Wahrnehmung und Bewertung von Natur und biologischer Vielfalt für das Wohlergehen des Menschen. Konsequenterweise wächst das Interesse an naturmedizinischen Praktiken aus allen Regionen der Erde.

Die Suche nach neuen, natürlichen Wirkstoffen beinhaltet verschiedene Vorgehensweisen. Bei Pflanzen bietet es sich an, in den Regionen mit hoher biologischer Vielfalt mit Hilfe des Wissens indigener Völker ethnobotanische Untersuchungen durchzuführen, um die Trefferquote für die Entdeckung einer neuen Leitsubstanz zu steigern (Teuscher, 1997). Einige große Pharmaunternehmen wie Pfizer, die International Plant Medicine Corporation (Kalifornien) sowie Merck & Co., Sharp und Dome, Shaman Pharmaceuticals (USA) u. a. verfolgen diesen Weg und suchen in „Megadiversityländern“ wie Ecuador, Costa Rica, Mexico, Kolumbien, Peru und Brasilien neue Wirkstoffe. Ein frühes Beispiel für diese Art von Bioprospektierung ist die Geschichte der Firma Syntex, die 1944 in Mexico gegründet wurde. Sie deutet bereits die politische Dimension der internationalen Bioprospektierung an (Kasten D 3.3-1).

D 3.3.2
Ökologische Grundlagen der Bioprospektierung

Unter biologischer Vielfalt wird gemeinhin die Vielfalt der Gene, Arten und Ökosysteme verstanden (Kasten B-1). Sie stellt sich aber auch als biochemische Vielfalt dar (Harborne, 1995). Diese Erkenntnis hat zweifellos das Bewußtsein von Ökologen dafür geschärft, daß hochwirksamen chemischen Substanzen, z. B. in Form der Signalstoffe, bei den komplexen Wechselbeziehungen zwischen Tieren und Pflanzen eine bedeutende Rolle zukommt. So existiert eine riesige Zahl sog. Sekundärstoffwechselprodukte (Sekundärmetabolite), die von lebenden Organismen als Antwort auf sich verändernde Umweltbedingungen und zur Abwehr gegen Feinde entwickelt wurden. Sie können eingeteilt werden in:

- Chemische Substanzen, die Schutz gegen extreme Kälte und Wärme sowie Überflutung oder Trockenheit vermitteln,

Kasten D 3.3-1

Die Firma Syntex - ein historisches Beispiel für Bioprospektierung mit globaler Auswirkung

Bioprospektierung hat nicht erst mit der Wahrnehmung eines globalen Verlusts biologischer Vielfalt begonnen. Ältere Beispiele erlauben bereits eine retrospektive Analyse, die die Rolle der multinationalen pharmazeutischen Industrie, der nationalen Entscheidungsstrategien und der Rechte an geistigem Eigentum umfaßt (Gereffi, 1983).
Steroidhormone konnten bis 1940 für den medizinischen Bedarf in Form von Hormonersatztherapien ausschließlich aus tierischen Quellen gewonnen werden. Bei der Suche nach Alternativen entdeckte der amerikanische Chemiker Russell Marker die Yamswurzel (*Dioscorea mexicana*) als Quelle für Steroide. Da es ihm nicht gelang, die amerikanische Industrie zu interessieren, siedelte er nach Mexiko um und begann dort aus *D. mexicana* das Diosgenin, ein Intermediärprodukt im Synthesestoffwechsel vieler Steroide, zu produzieren. Diosgenin ließ sich leicht in Progesteron, ein weibliches Sexualhormon, umwandeln. Marker entwickelte geschäftliche Beziehungen mit Einheimischen und gründete 1944 die Firma Syntex.

Ein Großteil der Originalforschung der Steroidchemie betrieb die Firma Syntex selbst, mit der Konsequenz, daß sie ein Jahrzehnt lang der führende Produzent von Steroiden war. Mit der Synthese von Norethindron, einem modifizierten Progesteron, legte Syntex den Grundstein für das erste orale Contrazeptivum (Djerassi, 1990). Die Firma Searle in Chicago brachte 1960 mit Enovid ® die erste Antibabypille auf den Markt. Searle, Upjohn, Merck & Co. und Schering leisteten weitere Pionierarbeit, und es wurden in den folgenden Jahren eine Reihe hochwirksamer Steroide für unterschiedliche Erkrankungen entwickelt. Merck & Co. halten heute den Großteil der bestehenden 30 Patente. Das Syntex-Beispiel verdeutlicht bereits die folgenden Merkmale moderner Bioprospektierung und erfolgreicher Zusammenarbeit.

- Der Erfolg von Syntex gründete sich wahrscheinlich ursprünglich auf ein ethnobotanisches Prinzip. Die Einheimischen in Mexiko benutzten eine andere Dioscorea-Art zur Vergiftung von Fischen, was durch den Gehalt an Diosgenin erreicht wurde.
- Es handelte sich um ein multinationales Unternehmen, das sich Kenntnisse der indigenen Bevölkerung nutzbar machte und den aus der Naturstoffentwicklung resultierenden Kapitalfluß zurück in das Herkunftsland der natürlichen Ressource lenkte.
- Syntex konnte der sich schnell entwickelnden Konkurrenz über einen längeren Zeitraum aufgrund seines Zugangs zu der ersten pflanzlichen Steroidquelle standhalten.
- Ein wesentliches Erfolgskriterium war die unmittelbare und frühe Beteiligung der mexikanischen Regierung, die in kritischen Phasen die Entwicklung der Firma unterstützte. Der direkte Kontakt zwischen dem Unternehmen und den lokalen bäuerlichen Gemeinschaften verhalf zu erfolgreichen Anbaupraktiken der Diosgenin produzierenden Pflanzen.

- Biochemische Anpassung an Bodeneigenschaften (Schwermetalle, Salzgehalt),
- Anpassung an Schadstoffbelastungen: z. B. Entgiftung von Schwefeldioxid, Phenolen oder Fungiziden und Herbiziden,
- Abwehrmechanismen gegen Fraß durch Substanzen, die toxisch auf die Räuber wirken,
- Signal- und Botenstoffe, die Informationen zwischen Organismen vermitteln (z. B. Pheromone, Kairomone).

Diese durch die Evolution für ihre spezifischen biochemischen Funktionen optimierten Sekundärmetabolite können für den Menschen von großem Nutzen sein. Die Erforschung funktioneller Beziehungen von Organismen dürfte daher eine größere Chance für die Entdekkung neuer pharmazeutisch erfolgreicher Naturprodukte bieten als ein zufälliges Wirkstoffscreening. Die Entwicklung dieses neuen Gebiets ist der Anwendung neuer molekularer Untersuchungstechniken zu verdanken, die in biologischen Systemen immer erfolgreicher organische Moleküle in kleinsten Mengen identifizieren können. Besonders in der Medizin spielen eine Reihe hochwirksamer Gifte eine große Rolle, die meist Produkte der biochemischen Evolution von Abwehrmechanismen sind. Auch die Evolution biochemischer Produkte durch die fressenden oder auf andere Art in Wechselwirkung tretenden Organismen ist für die Bioprospektierung interessant. Allein die Anzahl der pflanzlichen Sekundärstoffe, die teilweise auch überlappend von Pilzen, Tieren und Mikroorganismen produziert werden, wird auf etwa 500.000 geschätzt, ca. 100.000 von ihnen sind z. Zt.bekannt (Teuscher, 1997). Ein eindrucksvolles Beispiel für die Sekundärstoffvielfalt im Tierreich bilden die Conotoxine der Kegelschnecken (Olivera et al., 1991). Jede der etwa 500 Kegelschneckenarten hat einen arttypischen Satz von 50–200 individuellen Toxinen, die an verschiedenen Stellen im Nervensystem angreifen können und deshalb in der Therapie von neurologischen Erkrankungen sehr erfolgversprechend sind.

Die Vielzahl möglicherweise noch existierender Arten im Vergleich zur Anzahl bisher beschriebener Arten ist besonders für die Bioprospektierung neuer Sekundärmetabolite von großer Bedeutung (Tab. D 1.2-1).

D 3.3.3
Die Nutzung biologischer Vielfalt am Beispiel der Medizin

D 3.3.3.1
Naturstoffe in der Medikamentenentwicklung

Das neue Interesse der Pharmaindustrie an Naturstoffen erwächst aus der Erkenntnis, daß weniger als 1% der bekannten Naturstoffverbindungen z. Zt. überhaupt als Medikamente genutzt werden. Dennoch betraf der Naturstoffanteil bei den zwischen 1992 und 1996 neu auf den Markt gebrachten Präparaten immerhin 34%. Aus den USA kommen 44% der neuen Naturstoffpräparate, Japan liefert 27%, und 29% verteilen sich auf andere Regionen der Erde (Müller, 1998). Zwischen 1989 und 1995 haben in der Krebstherapie mehr Naturstoffe den langwierigen Gang durch die präklinischen und klinischen Untersuchungen angetreten als gentechnisch hergestellte Produkte, und 62% aller zugelassenen Krebsmedikamente lassen sich auf natürliche Substanzen zurückführen (SAG, 1997). Die Naturstoff- und Synthesechemie ergänzen sich in idealer Weise, da neben den originären Naturprodukten Substanzen semisynthetisch aus Naturstoffen z. B. durch Derivatisierung hergestellt, in anderen Fällen aber auch vollständig nach einem Naturproduktvorbild synthetisiert werden können. Von den 520 Arzneistoffen, die zwischen 1983 und 1994 entwickelt wurden, stammen 5,3% aus Material von Säugetieren (z. B. Antikörper), 5,8% sind Naturprodukte, 24,4% sind modifizierte (semisynthetische) Naturprodukte, 8,8% stammen aus nach Naturproduktvorbild entwickelten Synthesen und 55,6% sind rein synthetisch entwickelte Stoffe (Cragg et al., 1997).

In der Synthesechemie müssen 10.000–100.000 Syntheseprodukte geprüft werden, um eine einzige neue chemische Leitstruktur zu finden. Die Entwicklung eines solchen Medikaments kostet rund 150–400 Mio. US-$. Dieser Betrag muß in einer Patentlaufzeit von höchstens 15 Jahren wieder erwirtschaftet werden. Aufgrund der vielen negativen „Screening“-Ergebnisse ist es deshalb nicht überraschend, daß derzeit jährlich kaum mehr als eine grundlegend neue Leitstruktur durch die Synthesechemie entwickelt wird. Interessant ist, daß nur die Hälfte der Naturstoffe eine mit den Syntheseprodukten überlappende Strukturverwandtschaft hat (Müller, 1998), und daß Naturstoffe folglich eine große Quelle neuer potentieller Prototypen bieten. Andererseits darf nicht übersehen werden, daß die Identifikation einer Leitstruktur aus einem Naturprodukt meist nur der Ausgangspunkt für eine weitere intensive chemische Optimierungsarbeit dieser Leitstruktur ist. Beispielsweise hat die Strukturaufklärung des Calicheamycins (*Micromonospora echinospora ssp. calichensis*), einem in der klinischen Prüfung befindlichen Krebstherapeutikum, ein ganz neues Feld für die Synthesechemie mit dem Ziel funktionsoptimierender Strukturmodifikationen eröffnet.

Neue Prototypen aus Naturstoffen sind vor allen Dingen in der Infektionsbekämpfung (WBGU, 1998a) und in der Krebstherapie und -diagnostik dringend notwendig. Es überrascht deshalb nicht, daß z. B. im Förderschwerpunkt „Technik zur Entschlüsselung und Nutzung biologischer Baupläne“ des BMBF 24 der 44 geförderten Industrieunternehmen Pharma- und Biochemikalienunternehmen sind. Eine wichtige Basis für Naturstoffentdeckungsprogramme bilden moderne biologische und molekularbiologische Techniken, ein-

schließlich Testsystemen (Bioassays), mit denen die gesuchte biologische Aktivität nachgewiesen wird. So kann z. B. durch Zellkultur- oder Zellrezeptorfunktionstests nach einer Wachstumshemmung von Krebszellen oder nach der Hemmung von Entzündungsmediatoren des Immunsystems gesucht werden. Dabei sollen Informationen über die generelle Toxizität der untersuchten Substanzen, ihre Wirkmechanismen, Abbaurate usw. gewonnen werden. Eine durch solche Bioassays geleitete Isolierung von Naturprodukten (Abb. D 3.3-1) testet nach jedem Aufarbeitungsschritt des Rohmaterials auf die gesuchte Aktivität, und nur diejenigen Fraktionen werden weiterverarbeitet, in denen die gewünschte Aktivität nachgewiesen wurde. Durch chemisch-analytische Prozesse wird anschließend die aktive Reinsubstanz isoliert und die Struktur durch physikalische und molekulare Nachweisverfahren identifiziert.

Der Einsatz von Bioassays zum Nachweis von Naturstoffen erlaubt es, oft schon Substanzkonzentrationen von wenigen Nanogramm (10^{-9} g l^{-1}) zu erfassen. Dies macht sie zu idealen Instrumenten, denn Naturprodukte befinden sich meist nur in geringsten Mengen im Rohmaterial. Substanzen, die mit 0,001% und weniger im Trockengewicht der Pflanze vorhanden sind, können detektiert werden. Rund 50 mg Reinsubstanz genügen zur Aufklärung einer Struktur; bis zum ersten Test im Säugerorganismus werden ca. 500 mg benötigt (McChesney, 1996). Diese Entwicklungsphase eines Medikaments nimmt rund 1,5 Jahre in Anspruch, die durchschnittliche Gesamtentwicklungszeit beträgt 10 Jahre. Die direkten klinischen Kosten (ohne das Wirkstoffscreening von 10.000–100.000 Substanzen) belaufen sich auf 24 Mio. US-$ (Abb. D 3.3-2; Tab. D 3.3-1), die Kosten der gesamten Entwicklung eines Medikamentes betragen das 10fache (McChesney, 1996).

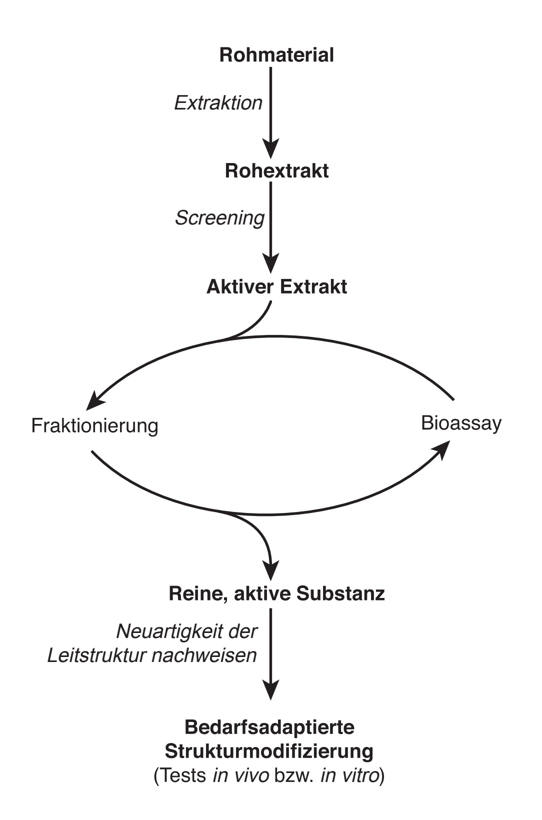


Abbildung D 3.3-1
Strategie für die bioassaygeleitete Isolierung von Naturprodukten.
Quelle: modifiziert nach Cragg und Boyd, 1996

D 3.3.3.2 Pflanzen

China und Zentraleuropa haben die älteste Tradition in der heilkundlichen Nutzung von Pflanzen. Der erste europäische Bericht über Eigenschaften und Nutzen von Medizinalpflanzen stammt aus dem 1. Jahrhundert vor Christus aus Griechenland (Grünwald, 1998). Heute werden in Industrieländern etwa 500 der weltweit ca. 300.000 geschätzten Pflanzenarten als Ausgangsmaterial für die Produktion von Medikamenten genutzt (Grünwald, 1998). Als Beispiele seien die Alkaloide (z. B. schmerzstillend, betäubend, Zellwachstum hemmend, fiebersenkend) und die große Gruppe der Steroide (z. B. herzwirksam, hormonell aktiv, Serumfette senkend) genannt. Etwa 40% aller Medikamente, die in Deutschland zugelassen sind, stammen von Pflanzenmaterial ab.

Als Phytotherapeutika werden solche Medikamente bezeichnet, die ausschließlich pflanzlicher Natur sind und entweder aus der gesamten Pflanze oder ihrem Extrakt bestehen. Europa hat den höchsten Anteil am internationalen Phytomedizinmarkt mit einem Verkaufsvolumen von 6 Mrd. US-$, verglichen mit 2,1 Mrd. US-$ in Japan und 1,5 Mrd. US-$ in Nordamerika. Deutschland führt den Markt mit jährlichen Verkaufszahlen von 2,5 Mrd. US-$ und deckt damit ca. 41% des Markts der Europäischen Union ab. Dies entspricht der höchsten Pro-Kopf-Ausgabe in Europa (Grünwald, 1998). Eine der Ursachen des großen Phytotherapeutikamarkts liegt sicher in der durch höhere Lebenserwartung bedingten Zunahme chronischer Erkrankungen, die Unzufriedenheit mit konventionellen Therapien erzeugen. Eine emotional begründete Ablehnung von „rein chemischen“ Medikamenten und eine Nachfrage nach „natürlichen biologischen“ Alternativen kommt hinzu.

Phytotherapeutika machen in Deutschland 30% aller nicht rezeptpflichtigen Medikamente aus, und nur in Deutschland werden von den Krankenkassen Kosten in größerem Umfang (1,1 Mio. US-$ pro Jahr) übernommen (Grünwald, 1998). In der EU wird künftig eine rechtliche Harmonisierung mit erheblichen Konsequenzen für den

D **Genetische Vielfalt und Artenvielfalt**

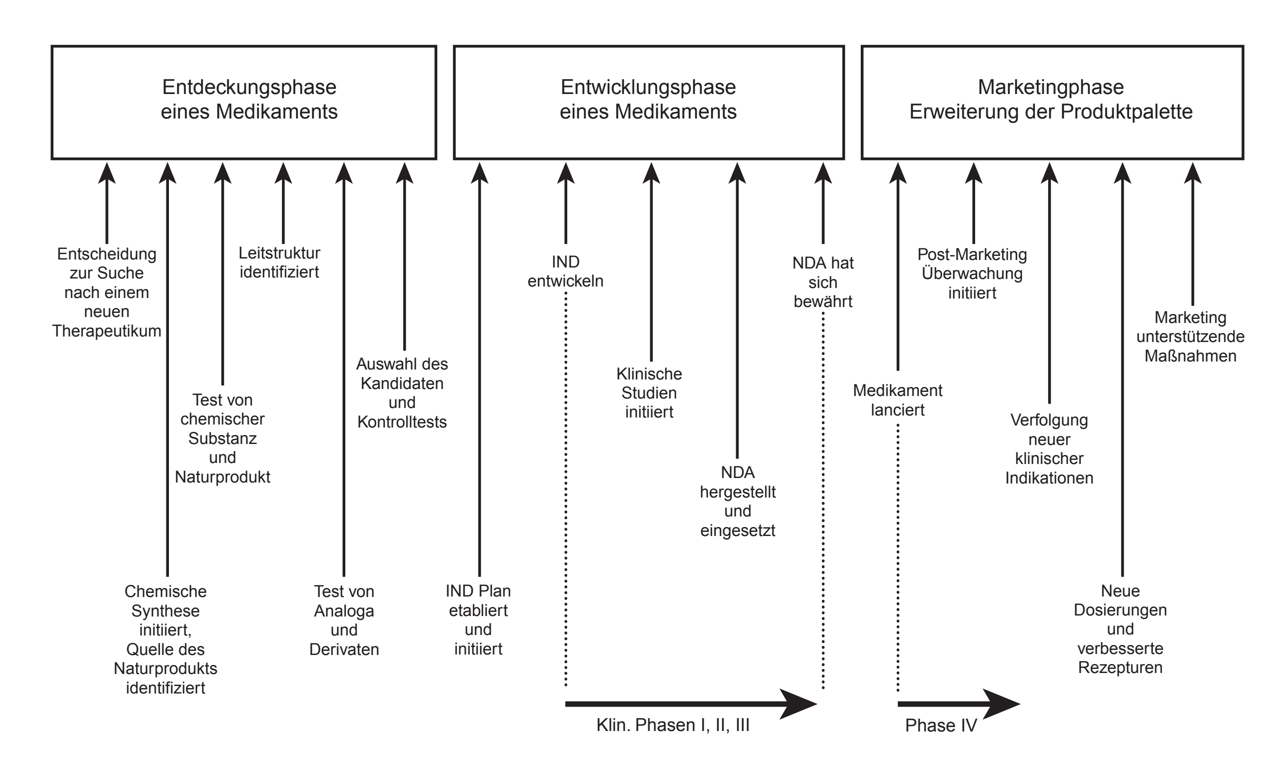


Abbildung D 3.3-2
Pipelinekonzept der Medikamentenentwicklung. Erläuterungen im Text und in Tab. D 3.3-1. IND = Investigational New Drug Application, NDA = New Drug Application.
Quelle: modifiziert nach McChesney, 1996

Tabelle D 3.3-1
Typische benötigte Zeiträume zur Entwicklung neuer Medikamente. Die Zahlen beziehen sich auf die in Abb. D 3.3.-2 darge-stellten Entwicklungs-stadien.
Quelle: McChesney, 1996

Entwicklungs-stadien	Zeitlicher Rahmen [Jahre]	Durchschnitt-liche Dauer [Jahre]	Direkte klinische Kosten [1.000 US-$]
1. Projektdesign bis IND-Entwicklung	0,5–2,5	1,5	400
2. Klinische Phase I	0,5–1,5	1,0	2.600
3. Klinische Phase II	1,0–5,0	2,5	11.400
4. Klinische Phase III	1,0–5,0	2,5	7.400
FDA-Prüfung des NDA	1,0–5,0	2,5	2.200
Gesamtentwicklung	4,0–19,0	10,0	24.000

Phytotherapiemarkt angestrebt. Ähnlich wie bei anderen Medikamenten sollen auch pflanzliche Präparate zukünftig nur zugelassen werden, nachdem ihre Sicherheit, ihre Effektivität und Qualität nachgewiesen ist (Grünwald, 1998). Die European Scientific Cooperative for Phytotherapy (ESCOP) entwickelt Beurteilungsgrundlagen für die Zulassung von pflanzlichen Produkten in Europa. Multinationale Firmen zeigen Interesse an diesem sich schnell entwickelnden Marktsegment (z. B. verkaufen Ciba und Bayer Produkte des Schweizer Phytomedizinunternehmens Zeller AG; Boehringer Mannheim verkauft Produkte von Bionorica).

Noch heute soll etwa die Hälfte der benötigten Menge an Arzneipflanzen aus Wildvorkommen stammen (Teuscher, 1997). Die Gewinnung ausreichender Mengen pflanzlicher Naturstoffe ste llt oft einen limitierenden Faktor sowohl für die Herstellung phytomedizinischer Produkte aber auch für die Gewinnung von Reinsubstanzen dar. Um 50 mg eines pflanzlichen Stoffes für die Strukturaufklärung zu gewinnen, benötigt man 20–50 kg frisches Pflanzenmaterial. Für die Phase der präliminären Toxizitätsbestimmung und weiterer Bioassays werden weitere 400–500 mg Reinsubstanz benötigt. Weitere 2 kg werden benötigt, um das Medikament in die präklinische Evaluation und die sich anschließenden klinischen Studien zu geben. Für ein Medikament, von dem einmalig 2 g eingenommen werden und das ca. 10.000 Patienten erhalten sollen, müssen 20 kg

Reinsubstanz hergestellt werden. Dies kann bereits den Bedarf von rund 20.000 t Biomasse bedeuten. Bei täglich einzunehmenden Medikamenten liegen diese Werte noch um 1–2 Zehnerpotenzen höher. Das Sammeln von Wildpflanzen ist demnach ökologisch oft nicht vertretbar, ganz abgesehen von den erheblichen Wirkstoffschwankungen innerhalb einer Wildpopulation (McChesney, 1996). Eine Alternative ist die Medikamentenproduktion durch Kultivierung der Wildpflanze. Weltweit wurden bisher etwa 3.000 Wildpflanzenarten als Kulturpflanzen etabliert, und es sind Zeitspannen von bis zu 5 Jahren für krautige Pflanzen und über 10 Jahren für Holzgewächse für die Umwandlung in eine Kulturpflanze zu veranschlagen. Ein sehr effektives Beispiel für die Domestizierung einer Wildpflanze in großem Umfang ist *Erythroxylum coca*, die z. B. 1990 weltweit mindestens 1.000 t Kokain produzierte (McChesney, 1996). Alternativ kann im Rahmen eines Bioprospektierungsprogramms eine bereits existierende Kulturpflanze gesucht werden, die die gewünschte Substanz oder eine ihrer Vorstufen in ausreichender Menge synthetisieren kann, um den Substanzbedarf dann über Kulturpflanzenplantagen zu decken.

Von den höheren Pflanzen sind bisher nur 5–15% auf mögliche bioaktive Stoffe hin untersucht worden (Balandrin et al., 1993). Dem breit angelegten Wirkstoffscreening von Pflanzen steht die Ethnobotanik gegenüber, die gezielt das traditionelle heilkundliche Wissen (z. B. der Schamanen) nutzt. So versuchen manche Firmen in Zusammenarbeit mit indigenen Fachleuten, aus den Heilkräutern der Dritten Welt neue Substanzen zu extrahieren. Bereits heute basieren rund 10% aller Pharmazeutika der westlichen Medizin auf Heilpflanzen aus der Dritten Welt. Während 10.000–100.000 synthetische Substanzen getestet werden müssen, um eine neues Medikament auf den Markt zu bringen, gelingt mit der gleichen Anzahl zufällig gesammelter Pflanzen die Entwicklung von durchschnittlich fünf neuen Arzneimitteln. Die Erfolgsquote der Ethnobotanik dürfte noch höher liegen, da hier die Wirkung der traditionellen Heilkräuter bereits bewiesen ist (SAG, 1997).

Im Gegensatz zu der langen Entwicklungsgeschichte von Aspirin ® (Kasten D 3.3-2) repräsentiert die Entwicklung von Taxol ® den modernen Bioprospektierungsansatz (Kasten D 3.3-3). Im Falle des Taxol ® hat wahrscheinlich ein horizontaler Genaustausch mit einem Pilz in der Eibenrinde dazu geführt, daß Taxol ® zukünftig nicht mehr aus Eibenplantagen sondern aus Kulturen dieses Pilzes produziert werden kann. Durch eine Identifizierung des Gens für die interessierende Substanz, z. B. durch neuartige molekulare Diagnostik (z. B. differential display) und hocheffektive Sequenzierungstechniken, ergeben sich weitere Perspektiven. Wie in Kap. D 3.3.4 an Beispielen erläutert wird, kann das erwünschte Gen in eine Kulturpflanze, aber auch in einen leicht kultivierbaren Mikroorganismus künstlich eingebracht (transfiziert) werden. Mit einer derartigen Maßnahme läßt sich die wirtschaftliche Nutzbarkeit oft deutlich steigern.

D 3.3.3.3 Terrestrische Mikroorganismen

Terrestrische Bakterien und Pilze sind zu Produzenten von Sekundärmetaboliten prädestiniert, da sie in der Regel symbiotisch oder parasitisch leben. Wie am Beispiel von Taxol ® dargestellt, werden zunehmend Mikroorganismen als eigentliche Quelle von Wirkstoffen identifiziert, die ursprünglich fälschlicherweise einer parasitierten oder in Symbiose lebenden Pflanze (oder einem Tier) zugeschrieben wurden. Die giftigen Mutterkornalkaloide, die von auf Getreide lebenden Schlauchpilzen (Ascomyceten der Gattung *Claviceps*) produziert werden, können als klassisches Beispiel gelten. Entsprechend wächst das Interesse an der Bioprospektierung von Mikroorganismen, zumal bisher nur ein Bruchteil von ihnen identifiziert und untersucht ist (Tab. D 1.2-1).

So haben ca. 50% einzelner im BMBF Förderschwerpunkt „Biotechnologie 2000“ unterstützten Vorhaben die Anwendung von Mikroorganismen und ihren Produkten zum Thema. Eine große Zahl hochwirksamer antibiotisch und zytostatisch (zellwachstumshemmend) oder immunsuppressiv wirkender Substanzen verschiedener Mikroorganismen werden seit Jahren genutzt. Allein von den *Streptomyces*-Arten werden über 20 verschiedene Antibiotika hergestellt. Diese Familie produziert auch eine größere Zahl krebshemmender Zytostatika und einzelne Immunsuppressiva. Die Entdeckung immunsuppressiver Substanzen wie dem Cyclosporin (Produkt der Pilze *Tolypocladum inflatum* und *Cylindrocarpum lucidum*) oder des Tacrolimus (*Streptomyces tsukubaensis*) haben die Organtransplantation revolutioniert. Neuere Antibiotika wie Vancomycin aus *Streptomyces orientalis* sind zur Zeit die einzig noch verbleibende Waffe gegen bestimmte multiresistente Stämme von *Staphylococcus aureus*, einem Eitererreger.

Infektionen mit Pilzen (Mykosen) gewinnen in den letzten zwei Jahrzehnten zunehmend an medizinischer Bedeutung. Bedingt durch die Möglichkeit aggressiver Therapien, die eine starke Unterdrückung des Immunsystems nach sich ziehen (z. B. Chemotherapie, Organtransplantation), oder durch eine HIV-Infektion breiten sich Haut- und Schleimhautinfektionen von Schimmel- und Fadenpilzen oft auf die inneren Organe der Patienten aus. Die Geschichte der Entwicklung antimykotisch wirkender Medikamente ist ein typisches Beispiel für die Parallelentwicklung von natürlichen Wirkstoffen und Syntheseprodukten. Ende der 50er Jahre wurden auch die Grundsteine für die Entwicklung einer chemischen Synthese von Fungistatika

Kasten D 3.3-2

Aspirin – eine 100jährige Geschichte

Schon um 400 v. Chr. verordnete Hippokrates einen Aufguß aus der Rinde der Silberweide (*Salix alba*) gegen Gelenkentzündungen. Die Anhänger der Signaturenlehre des Mittelalters benutzten Weidenrindentee zur Behandlung steifer Gelenke und rheumatischer Schmerzen, weil die Weide biegsame Zweige besitzt. Nachdem das natürliche Schmerzmittel eine Weile in Vergessenheit geraten war, beschrieb der Engländer Stone 1763 die fiebersenkende Wirkung der Weidenrinde. Diese Erkenntnis machte man sich 1806 zur Zeit der Kontinentalsperre in Deutschland zunutze, als dringend Ersatz für die aus dem Ausland stammende Chinarinde benötigt wurde. Folgende Schritte führten zur Reinherstellung der Acetylsalicylsäure, der Wirksubstanz der Weidenrinde:

- 1828 isolierte J.A. Buchner eine gelbliche Masse aus der Weidenrinde, der er den Namen Salicin gab.
- 1829 isolierte der französische Apotheker Leroux den Stoff Salicin in Kristallform.
- 1838 stellte R. Piria aus dem Salicin die Salicylsäure her. Etwa gleichzeitig destillierte der Schweizer Apotheker Pagenstecher aus den Blüten des krautigen Mädesüß (*Filipendula ulmaria*; syn. *Spiraea ulmaria*) Salicylaldehyd; die Oxidation zur Salicylsäure folgte.
- 1853 gelang es dem Chemiker C. F. Gerhardt erstmals eine, wenn auch wenig haltbare, verunreinigte Acetylsalicylsäure zu synthetisieren.
- 1874 wurde nach Aufklärung der chemischen Struktur der Salicylsäure durch H. Kolbe mit ihrer industriellen Produktion begonnen.
- 1876 wiesen Ries und Stricker nach, daß die synthetische Salicylsäure sich für die Behandlung des rheumatischen Fiebers eignet, ihr Preis war 10fach geringer als der der natürlichen Substanz.

Die Chemische Fabrik Friedrich von Heydens (Radebeul-Dresden) und die Elberfelder Farbenfabrik vormals Friedrich Bayer & Co. versuchten, eine magenverträgliche Variante zu entwickeln. Im August 1897 berichtete der Chemiker Dr. Felix Hoffmann (Friedrich Bayer & Compagnon) erstmals über die durch Acetylierung gewonnene, chemisch reine und haltbare Acetylsalicylsäure (ASS). Die Anmeldung des Präparates unter dem Namen Aspirin® und die Patentierung erfolgten 1899. Der erste Weltkrieg mit seinem immensen Bedarf an Schmerz- und Fiebermitteln, die erneute und nun totale Importblockade für Chinin und schließlich die große Grippepandemie von 1918/19 förderten den Erfolg des Aspirins®. Der britische Pharmakologe John R. Vane erhielt 1982 für die Aufklärung des Wirkmechanismus der ASS den Nobelpreis für Medizin. Derzeit werden neue Formen von ASS mit längerer Wirkung und geringeren Nebenwirkungen entwickelt, wie das ab 1999 in den USA zugelassene Celebrex® und Vioxx®. Der ASS werden laufend neue Indikationen zugeschrieben, z. B. die Senkung des Herzinfarktrisikos oder die Minderung des Risikos für bestimmte Krebserkrankungen. Die Bayer AG hat lange Zeit benötigt, bis sie Aspirin®, das seit langem keinen Patentschutz mehr genießt, im Pharmamarkt richtig plaziert hatte. Heute werden in Bitterfeld jährlich 785 t Acetylsalicylsäure zu Aspirin®-Tabletten (1,8 Mio. h^{-1}) verarbeitet – das ist ein Drittel der weltweiten Aspirin®-Produktion mit einem jährlichen Umsatz von 850 Mio. DM. Aspirin® ist auf allen Kontinenten eines der meist verkauften Medikamente.

Kasten D 3.3-3

Die Taxol-Story – ein Beispiel moderner Bioprospektierung

1958 begann das National Cancer Institute (NCI) in den USA ein Programm zur Untersuchung von 35.000 Pflanzen auf Aktivität gegen Tumoren. Als Teil des Programms sammelte die Forstbehörde der USA 1963 Material der Pazifischen Eibe (*Taxus brevifolia*). Im Extrakt wurde Antitumoraktivität nachgewiesen und als aktive Substanz Paclitaxel identifiziert (Wani et al., 1971). Der Wirkmechanismus von Paclitaxel, eine Hemmung der Zellteilung durch Störung der Organisation von Zellskelettstrukturen, wurde 1979 von Schiff et al. aufgeklärt. 1983 begann das NCI mit Phase-I- und 1985 die Phase-II-Untersuchungen. 1989 wurde über Erfolge bei der Therapie von Eierstockkrebs berichtet (McGuire et al., 1989; Thigpen et al., 1989). Aufgrund von Etatkürzungen bemühte sich das NCI um eine Partnerschaft bei der kommerziellen Entwicklung. Von 20 ursprünglich interessierten Firmen bewarben sich vier um die Partnerschaft. 1990 startete das NCI mit der Phase III und 1991 wurde Bristol-Myers Squibb (BMS) vom NCI als kommerzieller Partner bei der Entwicklung von Paclitaxel (Taxol®) gewählt. BMS machte Taxol® zu einem Hauptforschungsgebiet, und 1992 wurde es zur Therapie des metastasierenden Ovarialkarzinoms zugelassen. BMS beendete das unter ökologischen Gesichtspunkten bedenkliche Ernten der natürlichen Bestände der Pazifischen Eibe und begann erneuerbare Quellen für die Substanz zu entwickeln. 1995 wurde eine semisynthetische Form von Taxol® hergestellt und 1997 wurde semisynthetisches Taxol® als Second-Line-Behandlung des Aids-assoziierten Kaposisarkoms, des nichtkleinzelligen Lungenkarzinoms und des Ovarialkarzinoms zugelassen.

Paclitaxel ist ein chemisch kompliziert aufgebauter Naturstoff, der im inneren Bereich der Rinde der Pazifischen Eibe mit nur 0,01–0,03% vorkommt. Auch wenn es mittlerweile möglich ist, die Substanz mit großem Aufwand aus Vorstufen (Baccatin) zu synthetisieren, die in der Europäischen Eibe (*Taxus baccata*) vorkommen, bleibt das Krebstherapeutikum knapp und mit Behandlungskosten von rund 13.000 US-$ pro Patient für eine breite Anwendung zu teuer. Eine mögliche Lösung stellt die Produktion durch Mikroorganismen dar. Stierle et al. (1993, 1995) entdeckten einen in der Eibenrinde lebenden Pilz (*Taxomyces andreanae*), der Paclitaxel synthetisiert. Noch ist die mit Hilfe dieses Pilzes gewonnene Menge gering (24–50 ng l^{-1} Kulturlösung). Es ist zu erwarten, daß sich die Ausbeute durch Kulturverfahren und gentechnische Änderungen des Pilzes zukünftig entscheidend verbessern läßt. Andererseits scheint die Suche nach effizienten Mikroorganismen kürzlich in Nepal erfolgreich gewesen zu sein. *Pestalotiopsis microspora*, isoliert aus *Taxus wallachiana* produziert kommerziell interessante Mengen von Paclitaxel (Strobel et al., 1996).

gelegt. Die heute beim Menschen angewandten neueren Substanzen entstanden durch eine chemische Forschung, die nach Fungiziden für Gemüse und Getreidepflanzen suchte. Die erste synthetisierte Substanz war Chlormidazol der Firma Grünenthal (1958), das allerdings keinen großen wirtschaftlichen Erfolg brachte. Die Firma Janssen erkannte die antimykotische Wirkung von Etomidat und des Herbizids R10100 und modifizierte die Herbizide chemisch zu Imidazolen. Durch eine 30jährige Weiterentwicklung der Imidazolderivate sind die hochwirksamen modernen Fungistatika entstanden.

Eine zunehmende Resistenzentwicklung der Hefepilze (die glücklicherweise langsamer als die der Bakterien verläuft) macht die Entwicklung neuer Antimykotika notwendig. Zur Zeit konzentriert sich die Industrie bei ihrer intensiven Suche nach neuen Fungistatika auf Derivate natürlich vorkommender, von Mikroorganismen produzierter antimikrobieller Substanzen, so daß sich hier molekularbiologische, chemische und pragmatische biologische Untersuchungsstrategien in der Fungistatikaforschung die Waage halten (Clark, 1992; Odds, 1995). Die Bildung von Fungistatika, z. B. in Form der von Leguminosen gebildeten Phytoalexine, gehört auch zu den Grundlagen der Krankheitsresistenz von Pflanzen. Die Fähigkeit eines Pilzes, eine bestimmte Pflanze zu parasitieren, hängt zum einen von der genetisch fixierten Geschwindigkeit der Phytoalexinbildung der Pflanze ab. Zum anderen vermögen manche Pilze ihrerseits die von der Pflanze produzierten Phytoalexinen zu entgiften. Eine detaillierte Kenntnis dieser vielfältigen und komplexen Prozesse dürfte große Chancen für die industrielle Entwicklung natürlicher Fungistatika zur Nutzung bei Kulturpflanzen eröffnen (Harborne, 1995).

D 3.3.3.4
Marine Mikroorganismen

In der terrestrischen Naturstoffchemie wird bereits erkennbar, daß mit zunehmender Zahl an Untersuchungen die Trefferquote für wirklich neue chemische Leitstrukturen abnimmt. Die Firma Pfizer fand z. B. bei der Durchmusterung von 20.000 Bakterienstämmen bis 1980 zwei potentiell marktfähige Substanzen, von denen schließlich nur eine in die Entwicklung ging. Die Trefferquote läßt sich durch das automatisierte „Massenscreening“ mithilfe der erwähnten Bioassays erhöhen. Ein gezielteres Vorgehen ist die Untersuchungen seltener Organismen, d. h. Lebensformen aus ökologischen Nischen oder bisher wenig untersuchten Lebensräumen.

Ein solcher Lebensraum ist das Meer. Von 79 Tierklassen sind 72 im Meer vertreten, über die Hälfte von ihnen kommt dort endemisch vor. Nach Meinung maßgeblicher Wissenschaftler wurde der Chemie der niedrigmolekularen marinen Wirkstoffe in Deutschland lange nicht die notwendige Aufmerksamkeit gewidmet. Die in der Vergangenheit zögerliche Entwicklung der marinen Forschungsaktivitäten an den deutschen Universitäten ist aber sicher nicht auf eine fehlende Bedeutung der marinen Wirkstoffe zurückzuführen, denn in den vergangenen 25 Jahren wurden aus Meeresorganismen Substanzen isoliert, die keinen Gegenpart vergleichbarer Komplexität besitzen. In den 70er Jahren waren es z. B. Halogenverbindungen aus Rotalgen, danach die zum Teil komplizierten und in der Medizin interessanten Diterpene aus Braunalgen. In den 80er Jahren wandte sich das Interesse den pharmakologisch aktiven Verbindungen aus Wirbellosen, insbesondere den Schwämmen und Manteltieren (Tunikaten) zu. Beispielsweise ist das aus Tunikaten gewonnene Didemnin B zur Behandlung von Gehirntumoren und Tumoren der Lymphdrüsen bereits in Phase-II-Studien eingesetzt worden. Dehydrodidemnin B, ein weiteres Produkt von Tunikaten, gilt als potentielles Therapeutikum für Dickdarm- und andere Tumoren (Jacob, 1995). Bryostatin 1 aus *Bulgula neritans*, einem marinen Moostierchen, hemmt das Wachstum tumorernährender Blutgefäße. Der Entwicklung von Substanzen diesen Typs wird zur Zeit in der krebstherapeutischen Forschung ein großes Entwicklungspotential zugeschrieben.

Schwämme und Tunikaten stellen bisher noch ein Problem für die Züchtung dar und das Sammeln größerer Mengen ist ökologisch unvertretbar. In dieser Situation wirkt sich die zunehmende Erkenntnis günstig aus, daß eine Vielzahl interessanter Metabolite nicht von den Tunikaten und Schwämmen selbst, sondern von Mikroorganismen gebildet werden, die mit ihnen in Symbiose leben. Ein bekanntes Beispiel ist Tetrodotoxin (TTX), ein depolarisierendes Muskelrelaxans. Es wird von *Alteromonas* -Arten, den Symbionten des Kugelfisches und des blaugestreiften Zwergkraken, gebildet.

Den umständlichen und aufwendigen Gewinnungs- und Aufarbeitungsprozeduren ist es zuzuschreiben, daß im Vergleich zu den 110.000 terrestrischen bisher nur 7.000 marine Metabolite bekannt sind. Die Metabolitengewinnung aus marinen Mikroorganismen ist allerdings wie bei Schwämmen und Tunikaten durch Probleme bei der Isolation und Kultivierung gekennzeichnet. Es besteht daher auf dem Gebiet der Kultivierungs- und Züchtungsmethoden von Mikroorganismen großer Forschungsbedarf. Es ist zu erwarten, daß entsprechende Verbesserungen zu einer erheblichen Ausweitung der Anwendungsfelder in der Wirtschaft führen werden. Von 10^6 Bakterien ml^{-1} Meerwasser wachsen unter den üblichen Kulturbedingungen meist nur 100 Kolonien. Da die modernen molekularbiologischen und analytischen Methoden aber bereits eine sichere Charakterisierung aus sehr geringen Substanzmengen ermöglichen, erhöhen sich die Chancen z. Z. ständig, neue marine Naturstoffe zu identifizieren. Die ersten mikrobiellen Inhaltsstoffe wurden aus marinen Freiwasserbakterien isoliert. Es handelte sich dabei um Borver-

bindungen, die antibiotisch wirken und im Organismus auch eine gute Wirkung gegen Malaria-Erreger zeigen. Aplasmomycin war lange Jahre der erste und einzige borhaltige Naturstoff, inzwischen sind weitere gefolgt (Sato et al., 1978). Auch Jodverbindungen sind typische Produkte mariner Mikroorganismen und damit Kandidaten mariner Wirkstoffe.

D 3.3.4
Andere Nutzungsfelder

Naturstoffe werden in den unterschiedlichsten Industriezweigen benötigt, wobei derzeit pflanzliche Produkte und in geringerem Umfang auch mikrobielle Komponenten eine herausragende Stellung einnehmen. Es seien hier nur einzelne, wichtige Bereiche herausgegriffen, wie die industrielle Nutzung pflanzlicher Öle für den Bedarf an speziellen Fettsäuren, von Proteinen, Kohlehydraten wie Stärke (z. B. zur Erzeugung von Polymeren) und von Zuckern als Grundstoffe für industrielle Fermentation oder zur Produktion neuartiger Kunststoffe. Zu den ökonomisch sehr wichtigen Biomolekülen gehören Enzyme, die eine Vielzahl von biochemischen zellulären Reaktionen katalysieren und, industriell für chemische Reaktionen eingesetzt, dort energiesparend wirken können. Die kosmetische Industrie und die Lebensmittelindustrie mit ihrem Bedarf an Lebensmittelzusatzstoffen wie Pigmenten oder Aromen sind ebenfalls bedeutende Abnehmer von Naturstoffen und fungieren damit als Prospektoren für die Erschließung neuer Nutzungsformen. In der deutschen chemischen Industrie werden zur Zeit knapp 20 Mio. t kohlenstoffhaltige Rohstoffe eingesetzt, davon 51% Fette und Öle, 43% Kohlenhydrate (wie Stärke und Zucker) und 6% Proteine bzw. Proteinhydrolysate (Behler, 1997). In allen diesen Bereichen sind Ansätze zu erkennen, über biotechnologische Methoden die Produktionsmöglichkeiten zu manipulieren, z. B. indem Gene nichtheimischer Pflanzen in Industriepflanzen eingesetzt werden, um deren Produkte zu modifizieren. Die Gewinnung hochwertiger Grundstoffe für die Oleochemie mit der Maximierung einzelner Fettsäuren in den produzierenden Kulturpflanzen stellt ein wichtiges Beispiel dar.

Neben der unmittelbaren Nutzung von Naturstoffen oder ihrer prospektierten Gene stößt die Entwicklung technischer Neuerungen nach dem Vorbild der belebten Natur auf zunehmendes Interesse. Dieses als Bionik bezeichnete Gebiet befaßt sich systematisch mit der technischen Umsetzung und Anwendung von Konstruktions-, Verfahrens- und Entwicklungsprinzipien biologischer Systeme (Kasten D 3.3-4). Bionische Prinzipien, die sowohl direkt als auch modifiziert eingesetzt werden können, versprechen für technische Problemstellungen Lösungen auf molekularer Ebene.

D 3.3.5
Zukünftige Entwicklung der Naturstoffchemie und Nutzung der biologischen Vielfalt

Der hohe Durchsatz beim Screening von Substanzen mit dem Ziel, medizinisch oder industriell nutzbare Substanzen zu identifizieren, führt dazu, daß in kurzer Zeit eine große Zahl potentiell interessanter Wirkstoffe anfällt, die strukturell aufgeklärt werden müssen. In neuester Zeit addieren sich zu dieser Sammlung potentieller Wirkstoffe zunehmend auch Substanzen aus Synthesen der sog. kombinatorischen Chemie. Hierbei handelt es sich um chemische Präparate, die in einem gesteuerten Zufallsprozeß um eine Kernstruktur erzeugt werden. Die Stärken dieser Techniken liegen insbesondere in der Optimierung von bereits bekannten Leitstrukturen und einer eindeutigen Patentrechtslage. Die in der Synthesechemie entstehenden Bibliotheken werden durch Naturstoffextrakte ergänzt, die in der Regel eine hohe Diversität an Sekundärmetaboliten aufweisen und sich zur Suche neuer Leitstrukturen eignen.

Das Augenmerk ist vermehrt auf unerschlossene Naturstoffquellen zu richten, wie die tropischen Regenwälder, heiße Quellen, die Tiefsee und andere Extrembereiche. Die Bearbeitung von Symbionten und assoziierten Lebensgemeinschaften wird oft als vorrangig angesehen und gilt als reizvolles, aber schwieriges und präferentiell interdisziplinär zwischen Chemikern, Mikrobiologen, Biotechnologen und Medizinern abzuhandelndes Arbeitsgebiet (Kap. J 1.3). Diese Kooperation dürfte vorzugsweise in universitären Forschungseinrichtungen realisiert werden können. Die Entwicklung und Durchführung von Verfahren für das Hochleistungsscreening von Substanzen für den Aufbau von Substanzbibliotheken wird hingegen, aufgrund der erforderlichen Strategien und Kosten, zunehmend zur Domäne der industriellen Entwicklung und Forschung. Ziel solcher Screeningprogramme ist es, über die Wirkstoffsuche zur Identifizierung einer chemischen Leitstruktur und letztendlich zur Identifizierung interessanter Gene zu gelangen. Eine Leitstruktur und ihre chemischen Variationen dienen in der Regel als Vorlage für die chemische Massensynthese. Die identifizierten Gene, in Organismen (z. B. Zellkulturen, Bakterien, Pflanzen) transferiert, können zur Produktion der Substanz oder zur Nutzung der neu erworbenen Stoffwechselleistungen für weitere Anwendungen eingesetzt werden. Die zur Realisierung dieser Ziele notwendige Vernetzung von Forschungseinrichtungen und Industrie war ein erklärtes Ziel einzelner Förderschwerpunkte von „Biotechnologie 2000“ (BMBF). Dies trifft sowohl für das Projekt „Molekulare Naturstoffe“ zu, als auch für das stark auf wirtschaftliche Anwendungsfelder ausgerichtete Projekt „Technik zur Entschlüsselung und Nutzung biologischer Baupläne“. Es ist zu erwarten, daß die derzeit laufende Ergebnisevaluation der vergangenen 5jährigen

Kasten D 3.3-4

Bionik

Bionik ist die Strategie zur Entwicklung technischer Neuerungen nach dem Vorbild der belebten Natur. Sie befaßt sich systematisch mit der technischen Umsetzung, Weiterentwicklung und Anwendung von Konstruktionen, Verfahren und Entwicklungsprinzipien biologischer Systeme (Plän, 1999). Auch wenn sich eine biologische Lösung nur selten direkt übernehmen läßt, so kann sie entscheidende Impulse geben und damit zu neuen Lösungen führen (Nachtigall, 1998).

Konstruktionsbionik
Dieses Teilgebiet der Bionik steht für die Analyse und den Vergleich von Konstruktionselementen und Mechanismen aus der Biologie und der Technik. Es finden sich oft verblüffende Gemeinsamkeiten, so beispielsweise bei Pumpkonstruktionen (Speichelpumpen bei Insekten, Wirbeltierherz). Bei natürlichen Konstruktionen übernehmen Einzelelemente oft mehrere Aufgaben: Dieses Prinzip der integrativen Konstruktion kann als Vorbild genutzt werden. In der Materialbionik werden unkonventionelle biologische Strukturelemente auf ihre Eignung für technische Anwendungen untersucht (z. B. pneumatische Strukturen, flächenüberspannende Membranen, natürliche Formbildungsprozesse). Beispiele für Vorbilder der materialbionischen Forschung sind:

- *Spinnenseide* : Material für schußsichere Westen und bessere Fallschirme,
- *Byssusfäden der Miesmuscheln* : Modell eines Dreikomponenten-Unterwasserklebers auf Proteinbasis,
- *Bauchschuppen der amerikanische Schlange Leimadorphys* : Vorbild für die Entwicklung und Patentierung einer technischen Folie für Langlaufskier,
- *Haischuppen* : Vorbild für die Ribletfolien, die den Reibungswiderstand der Luft bei Flugzeugen um 2–4% verringern,
- *Selbstreinigende Oberflächen* nach dem Vorbild von Pflanzenblättern (Barthlott und Neinhuis, 1997).

Der große Fortschritt im Verständnis der molekularen Basis biologischer Phänomene hat für die Materialforschung völlig neue Bereiche erschlossen. Die biomolekulare Materialsynthese umfaßt die Synthese von Biomolekülen, die Erzeugung neuer Biopolymere – wie etwa Proteine mit besonderen physikalischen oder chemischen Eigenschaften – oder die Herstellung von Funktions- und Strukturwerkstoffen durch Biomineralisation, Faserbildung oder Beschichtung. Die Gerätebionik entwickelt technische Geräte nach Vorbildern der Natur. Besonders im Bereich der Pumpen- und Fördertechnik, der Hydraulik und Pneumatik finden sich vielfältige Anregungsmöglichkeiten.

Verfahrensbionik
Auch Verfahren, mit denen die Natur die Vorgänge und Umsätze steuert, werden auf ihre technische Verwertbarkeit geprüft. Prominentes Vorbild ist die Photosynthese mit ihrer möglichen Bedeutung für die zukünftige Wasserstofftechnologie. Beispiele für effektiven ökologischen Stoffumsatz und die natürlichen Methoden des Rezyklierens werden auf ihre Übertragbarkeit für die kybernetische Beeinflussung komplexer industrieller und wirtschaftlicher Prozesse untersucht. Aus dem Studium biologischer Leichtbaukonstruktionen (Schalen und Panzer, Spinnennetze) gewinnt die Baubionik Anregungen für technische Leichtbauten. Auf biomolekularer Ebene rückt zunehmend die biologische Energiewandlung in das Zentrum der Entwicklung (Energiebionik). Es werden z. B. bereits einige Enzyme des zellulären Energiestoffwechsels (verschiedene Hydrogenasen) für die biologische Wasserstoffgewinnung untersucht. Die Entwicklung von bioelektrochemischen Brennstoffzellen hat den Einsatz von künstlichen Elektronenakzeptoren für einen Elektronenaustausch zwischen biologischen Systemen und einer Elektrodenoberflächen stark beschleunigt. Fluidmechanisch interessante Interaktionen zwischen Bewegungsorganen und umgebendem Medium finden sich im Bereich kleiner wie mittlerer Reynoldszahlen (Mikroorganismen, Insekten) ebenso wie in der Region sehr hoher Reynoldszahlen (Wale), die z. B. für die Minderung des Bewegungswiderstands im Wasser interessant sein können (Bewegungsbionik). Auch biologische Lösungen der funktionsmorphologischen Gestaltung können Anregungen geben: so etwa die Oberflächenstruktur von Vogelflügeln, die infolge der Eigenrauhigkeit des Gefieders in bestimmten Bereichen positive Grenzschichteffekte nach sich zieht. Sensoren der Natur (z. B. für Ortung, Orientierung oder Messung), die für alle nur denkbaren chemischen und physikalischen Reize ausgelegt sind, werden verstärkt auf Übertragungsmöglichkeiten für die Technik untersucht (z. B. Biosensoren). Auch für die Mikroaktorik untersucht man im zunehmenden Maß biologische Vorbilder. Dieser Trend wird sich beim gegenwärtig stattfindenden Übergang der Mikro- zur Nanotechnik rasant verstärken. Ein Beispiel ist der aus nur wenigen Proteinen bestehende „Geißelmotor“ einiger flagellentragender Bakterien. Photooptisch aktive Biopolymere (z. B. Bakteriorhodopsine) werden derzeit für die optische Informationsspeicherung und -verarbeitung weiterentwickelt.

Informationsbionik
Die Entwicklung von Parallelrechnern und „neuronalen Schaltkreisen“ hat entscheidende Anregungen aus der Neurobiologie und der Biokybernetik erhalten. In den nächsten Jahren ist mit einer verstärkten Kooperation zum Nutzen beider Disziplinen zu rechnen. Die Evolutionstechnik versucht, die Verfahren der natürlichen Evolution der Technik nutzbar zu machen. Insbesondere bei hochkomplexen Systemen bietet die experimentelle Entwicklung per Evolutionsbionik (trial and error) eine interessante Alternative. Die moderne Biowissenschaft könnte auch neue Ansatzpunkte zur Überwindung absehbarer Leistungsgrenzen in der Informationstechnik bieten. Biomolekulare Bau- und Funktionsprinzipien der Natur werden mit Bausteinen und Technologien der Mikroelektronik kombiniert, was zur Entwicklung neuer Bauelemente geführt hat. Beispiele hierfür sind DNA-Chips für die Genomanalyse, Peptidchips für die Proteomanalyse, Neurochips oder Neuron-Silizium-Bauelemente.

Die Fülle an Beispielen über Prinzipien der Natur, die für Ingenieure von Interesse sind, machen bereits deutlich, welchen Wert die biologische Vielfalt auch für unsere moderne Technologieentwicklung hat. Dieser Wert wird allerdings in der Regel unterschätzt bzw. erst gar nicht berücksichtigt, da er nur sehr schwer in Geldbeträgen ausdrückbar ist. Die Entwicklung ökonomischer Methoden für die Erfassung dieser Werte ist daher eine wichtige Forschungsaufgabe (Kap. J 3.2.3), um die biologische Vielfalt besser „in Wert zu setzen“ und ihre Erhaltung zu fördern.

Förderperiode positiv ausfällt und eine Empfehlung für eine grundsätzliche Fortsetzung darstellen sollte.

D 3.3.6
Rechtliche Rahmenbedingungen und sozioökonomische Aspekte der Bioprospektierung

Das Konfliktpotential zwischen den Naturstoffe liefernden Entwicklungsländern und global agierenden Unternehmen, die ein Interesse an diesen Ressourcen haben, ist erheblich. Verschiedene Konventionen befassen sich direkt oder indirekt mit der Kooperation zwischen den Herkunftsländern biologischer Vielfalt und den Industrieländern bzw. den jeweiligen an der Nutzung interessierten Akteuren.

Mit der Biodiversitätskonvention (CBD) wurde der völkerrechtliche Rahmen für die nachhaltige Nutzung genetischer Ressourcen geschaffen (WBGU, 1996a; Kap. I 3). Die Souveränität der Staaten über die biologische Vielfalt als natürliche Ressource wird explizit bestätigt, gleichzeitig aber soll der Zugang zur biologischen Vielfalt grundsätzlich erleichtert werden. Um beides zu erreichen, wird die Nutzung genetischer Ressourcen an allgemeine Auflagen (vorherige Information und Zustimmung des Herkunftslandes: PIC – Prior Informed Consent, MAT – Mutually Agreed Terms) gebunden. Die konkrete Ausgestaltung der Kooperationsvorhaben bleibt den Anbietern und Nutzern der biologischen Vielfalt überlassen. Seit Inkrafttreten der CBD wurden eine Reihe nationaler und regionaler Bestimmungen in den Herkunftsländern genetischer Ressourcen entwickelt, die eine generell hohe Erwartungshaltung in den neuen Markt der Bioprospektierung widerspiegeln und die darüber hinaus die Erforschung und Verwertung biologischer Vielfalt an komplexe administrative Prozeduren binden. Vor diesem Hintergrund und aufgrund der Tatsache, daß Bioprospektierung zur Erhaltung biologischer Vielfalt und zu ihrer nachhaltigen Nutzung beitragen kann, ist die gegenwärtige Verhandlung von Richtlinien (guidelines, best practices) für den Zugang zu genetischen Ressourcen und Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen der CBD eine begrüßenswerte Entwicklung. Ziel ist es, eine allgemeine, von Herkunfts- und Nutzerländern gleichermaßen akzeptierte Basis für die Vertragsgestaltung der Prospektierungsvorhaben zu vereinbaren, die Anreize für Investitionen in die Biodiversitätsforschung und für umfassende Erhaltungsprogramme schafft. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß Bioprospektierung ein sehr dynamisches Entwicklungsfeld ist und die Anforderungen, sowohl an die Naturstoffe anbietenden als auch die nachfragenden Parteien, in Abhängigkeit von dem jeweiligen Vorhaben, sehr unterschiedlich sein können. In den vorgesehenen Rahmenrichtlinien ist deshalb ein ausreichender Gestaltungsspielraum für die Kooperationspartner vorzuhalten.

Costa Ricas Nationales Institut für Biodiversität (INBio, gegründet 1989) erfüllt die genannten Kriterien für eine nachhaltige Strategie der Bioprospektierung zur Zeit relativ gut und gilt als erfolgreiches Projekt eines biodiversitätsreichen Landes, aktiv am Ausbau des Marktes für die biologische Vielfalt teilzunehmen (WBGU, 1996a). INBio ist eine halbstaatliche Non-Profit-Organisation, die Naturschätze des Landes erforschen, bewahren und ihre nachhaltige Nutzung fördern soll (Chapela, 1994). INBio betreibt Kooperationsprojekte mit Pharmaunternehmen aus Industrieländern (Merck & Co., Sharp, Dohme; WBGU, 1996a), wobei Naturstoffproben nicht nur an die Interessenten weitergeleitet, sondern von INBio bereits klassifiziert und einem ersten Wirkstoffscreening zugeführt werden. Die Information über die jeweilige genetische Ressource und weiteres Material werden kodifiziert, um einer späteren Nachfrage entsprechen zu können. Für die komplexen Interaktionen von Bioprospektierungsprogrammen, insbesondere zwischen technologisch unterschiedlich entwickelten Ländern, kann das Programm von INBio in mancher Hinsicht als beispielhaft angesehen werden.

Die Arbeit von INBio verläuft in enger Abstimung mit den für den Naturschutz verantwortlichen Behörden Costa Ricas. INBio verpflichtet sich, einen Teil der finanziellen Rückflüsse aus den Forschungs- und Entwicklungskooperationen direkt für Naturschutzvorhaben abzuführen. Transparenz und die direkte Kopplung des Vorteilsausgleichs an die nationale Kapazitätenförderung und den Biosphärenschutz – in Form von Technologietransfer und finanzieller Teilhabe – sind wichtige Voraussetzungen für den langfristigen Erfolg von Bioprospektierung und Zugangsregelungen.

Ein weiteres Projekt, das insbesondere Lateinamerika betrifft, ist das International Cooperative Biodiversity Group Programme (ICBG), das in ein vom US-amerikanischen National Institute of Health (NIH) gefördertes Entwicklungsprogramm integriert ist und sich mit der Erhaltung biologischer Vielfalt, nachhaltiger Entwicklung und menschlicher Gesundheit befaßt. Das ICBG setzt den Schwerpunkt auf die Prospektierung medizinischer Pflanzen, insbesondere unter Berücksichtigung traditionellen Wissens indigener und lokaler Gemeinschaften.

Von den vielen weltweit initiierten Projekten seien einige Bioprospektierungsprogramme erwähnt, die ausschließlich biologische Ressourcen im nordamerikanischen Yellowstone-Park als Untersuchungsziel haben. Sie können als Beispiel dafür gelten, daß Bioprospektierung auch in den entwickelten Ländern erfolgen kann und dort teilweise mit ähnlichen Problemem konfrontiert ist wie in den Entwicklungsländern. Dies betrifft die politischen Aspekte und insbesondere die juristische Regelung der Abläufe. Beispielhaft ist die Geschichte von *Thermus aquaticus*, einem thermophilen Bakterium, das 1966 in einer der vielen heißen Quellen des Yellowstone-Parks entdeckt wurde. 1980 machte *Th. aquaticus* Schlagzeilen, als die US-amerikanische Firma Cetus eine neue molekularbiologische Nachweismethode von genetischem Material, die sog. Polymerasekettenreaktion

(PCR), entwickelte. Die Hitzestabilität dieses Bakteriums und seiner Enzyme (Taq-Polymerase) prädestinieren es für den Einsatz bei den unter höheren Temperaturen ablaufenden Polymerisierungszyklen der PCR. Zur Zeit hält die Firma Hoffmann La Roche die Patente und verdient an der PCR pro Jahr in der Größenordnung von mehreren Mio. US-$. Die Firma erwartet für das Jahr 2000 Einnahmen von ca. 1 Mrd. US-$.

Fazit und Ausblick

Die Debatte um die Entwicklungschancen sowie die ökologischen Auswirkungen der Nutzung biologischer Vielfalt auf die Natur ist inzwischen stark polarisiert. Entsprechend verschieden bis widersprüchlich sind die Argumente der interessierten Akteure. Viele Herkunftsländer haben z. B. eine generell hohe und in mancher Hinsicht ungerechtfertigte Erwartung an die Entwicklungschancen durch Bioprospektierung. Um die Diskussion zu versachlichen und einen langfristigen Interessenausgleich zu fördern, der sowohl die Entwicklungschancen der Nachfrager als auch der Anbieter biologischer Vielfalt berücksichtigt, sollten differenzierte Markt- und Industriestudien und die Auswertung repräsentativer Projekte gefördert werden. Dies könnte zur Klärung der vom angeblichen „Bioprospektierungsboom“ ausgehenden Erwartungen und Folgen beitragen und wichtige Voraussetzung für die Entwicklung differenzierter Erhaltungsstrategien schaffen.

Die Bioprospektierung biologischer Vielfalt bietet nicht nur für die Pharmazie, sondern auch für andere Industriezweige wie z. B. die Landwirtschaft, die chemische Industrie und für ingenieurtechnische Anwendungen große Potentiale. Neben dieser Unterscheidung nach Anwendungsfeldern ist eine getrennte Betrachtung der Produktionsverfahren notwendig. Es muß klar unterschieden werden, ob die Prospektierung sich auf Biomasse, auf Biomoleküle und deren Gene oder auf Konstruktionsprinzipien richtet, da die ökologischen Auswirkungen der jeweiligen Bioprospektierungsprojekte sehr unterschiedlich sein können.

Diese notwendige Differenzierung und die daraus folgenden Implikationen lassen ein wichtiges Defizit der politikrelevanten Forschung deutlich werden: In der Literatur wird vielfach nur recht allgemein auf den neuen Aufschwung der Naturstofforschung hingewiesen. Ob diese generelle Prognose zutrifft und in welchen Industriezweigen ein besonderer Nutzen zu erwarten ist, läßt sich zur Zeit nicht klar bestimmen. Gleichzeitig ist für eine Bewertung der Bioprospektierung hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkung, der künftigen ökonomischen Bedeutung und der Durchsetzungsfähigkeit gegenüber anderen Nutzungsformen (z. B. Holznutzung in tropischen Regionen) grundlegende Forschung notwendig, vor allem angesichts des konkurrierenden Nutzungsdrucks und der Loslösung der biotechnologischen Verfahren in der Naturstofforschung vom Rohstoff der Biomasse. Auf den z. T. erheblichen Forschungsbedarf wird in Kap. J 1.3 näher eingegangen.

Für einen verantwortungsvollen Umgang mit Bioprospektierung sind folgende Punkte von besonderer Bedeutung:

- Durch geeignete Bestimmungen über den Zugang zu und die Nutzung von biologischen Ressourcen sowie Vereinbarung von Maßnahmen des Vorteilsausgleichs (benefit sharing) kann Bioprospektierung wirtschaftliche Entwicklungsinteressen sowohl in den Herkunfts-, als auch in den Nutzerländern fördern. Gleichzeitig bietet der Rückfluß von Gewinnen in die Herkunftsländer eine große Chance zur Erhaltung der biosphärischen Potentiale und ihrer fortgesetzten, nachhaltigen Nutzung in den Herkunftsländern. Um diese Chancen optimal nutzen zu können ist eine Integration vor Ort im Sinn des bioregionalen Managements zu befürworten (Kap. E 3.9).
- Aufgrund der langen Entwicklungszeiträume, der hohen Investitionskosten und der damit verbundenen wirtschaftlichen Unsicherheiten von prospektierenden Unternehmen sollten die Erwartungen der Herkunftsländer aber weniger auf kurzfristige finanzielle Vorteile, als vielmehr den Ausbau des Technologietransfers und die generelle Stärkung nationaler Kapazitäten ausgerichtet sein. Dabei sind in den Herkunftsländern transparente, politisch stabile Strukturen für die Investoren – insbesondere für junge Unternehmen – zum Aufbau langfristig erfolgreicher Kooperationsvorhaben unverzichtbar.
- In den bioprospektierenden Ländern könnte es hilfreich sein, Institutionen zu fördern, die die Inventarisierung biologischer Vielfalt zum Zweck der Bioprospektierung und die Anbahnung von Kooperationen mit privaten Nutzern betreiben. In Deutschland bietet sich an, über das entsprechende Sektorvorhaben der GTZ einen Schwerpunkt „Bioprospektierung“ zu unterstützen.

Die Bioprospektierung steht derzeit im Zentrum einer lebendigen und teilweise polarisierten öffentlichen Debatte. Die wichtigen politischen Implikationen der Bioprospektierung und die diesbezügliche Umsetzung der CBD werden in Kap. I 3.2 näher betrachtet. Im Vordergrund stehen dabei zur Zeit Fragen der Ausgestaltung des Vorteilsausgleichs und eine mögliche Vereinbarung von Rahmenrichtlinien, die die bilateralen Kooperationsverträge ergänzen sollen.

D 3.4 Agrarbiodiversität: Funktion und Bedrohung im globalen Wandel

D 3.4.1 Landwirtschaft und biologische Vielfalt – ein Widerspruch in sich?

Die Erfolgsgeschichte moderner Landwirtschaft, belegt durch eine enorme Steigerung der Erträge, beruht auf

vier Faktoren: (1) der Dominanz einiger weniger Arten im Agrarsystem; (2) der Dominanz von wenigen, leistungsfähigen Genotypen innerhalb der Arten; (3) der Schaffung optimaler Bedingungen für die gewählten Arten und Genotypen und (4) der immer weiteren Verbreitung von Agrarsystemen, für die die Punkte (1) bis (3) charakteristisch sind.

Die großen Ertragssteigerungen in der Landwirtschaft beruhen zu einem erheblichen Teil darauf, daß die Biomasseproduktion bestimmter Komponenten auf Kosten anderer erhöht werden konnte. So wurde zum Beispiel in der Getreidezüchtung das Verhältnis von Korn zu Stroh stark zugunsten des Kornertrages verschoben. Das Anbausystem wird so gelenkt, daß ein Großteil der Photosyntheseaktivität pro Flächeneinheit ebenfalls der Kornbildung des Weizens zugute kommt (durch die Ausschaltung von Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe). Von Kritikern wird allerdings angeführt, daß die Systeme bezüglich des Kalorienertrags pro Flächeneinheit oft nicht produktiver geworden sind (z. B. Shiva, 1992).

Man kann diese Vorgänge auch anders beschreiben: durch aktive Verringerung der biologische Vielfalt auf der Fläche (Bodenbearbeitung, Ansaat, Unkrautvernichtung, Schädlingsbekämpfung) wird eine einzelne Komponente gezielt gefördert. Damit wird deutlich, daß die Landbewirtschaftung grundsätzlich in einem gewissen Spannnungsverhältnis zu dem Anliegen steht, biologische Vielfalt zu erhalten. Andererseits haben 10.000 Jahre Landwirtschaft auch Vielfalt hervorgebracht, die sonst nicht existieren würde: die sog. Agrarbiodiversität. Darunter versteht man die Vielfalt aller Organismen in Agrarökosystemen und die Vielfalt dieser Systeme selbst.

In der Diskussion über biologische Vielfalt werden in der Regel drei Ebenen unterschieden: die genetische Vielfalt (d. h. die Vielfalt innerhalb der Art), die Artenvielfalt und die Vielfalt der Ökosysteme (Kasten B-1). In diesem Kapitel werden die Funktionen, die Gefährdung und Erhaltungsstrategien von Gen- und Artenvielfalt in der Landwirtschaft diskutiert. Agrarbiodiversität auf der Ökosystem- und Landschaftsebene wird in Kap. E 3.3.4 am Beispiel intensiv genutzter Agrarökosysteme behandelt.

Während die Landwirtschaft die Anzahl der Arten pro Flächeneinheit gegenüber einer unbearbeiteten Referenzfläche fast immer reduziert (und damit massiv zum Artensterben beiträgt) hat sie andererseits eine erstaunliche genetische Vielfalt hervorgebracht (mit zum Teil >100.000 verschiedenen Sorten pro Art). Ein Dilemma besteht nun darin, daß die „moderne“ Landwirtschaft in Gefahr ist, eine ihrer Erfolgsgrundlagen zu vernichten nämlich die reichhaltige Vielfalt existierender Kulturpflanzen und Haustiere (Miller et al., 1995).

Obwohl es Diskussionen über das tatsächliche Ausmaß dieser Gefahr gibt, ist der Trend ungebrochen: die Agrarbiodiversität nimmt ab. Daher gilt es, folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Faktoren beeinflussen die Agrarbiodiversität?
- In welchem Ausmaß ist Agrarbiodiversität gefährdet?
- Welche Funktionen hat Biodiversität in landwirtschaftlichen Systemen ?
- Welche Maßnahmen müssen gegebenenfalls ergriffen werden, um Agrarbiodiversität zu erhalten?
- Wo besteht Forschungs- und Handlungsbedarf?

Einige weitere Definitionen sind hier notwendig: Unter *agrargenetischen Ressourcen* ist der Teil der biologischen Vielfalt zu verstehen, der „die Menschen nährt und gleichzeitig durch die Menschen gepflegt wird“ (FAO, 1996b). Diese Definition ist nicht nur von akademischer, sondern vor allem von politischer Bedeutung: agrargenetische Ressourcen werden in den relevanten internationalen Abkommen anders behandelt als die übrigen Komponenten der Biodiversität (Biodiversitätskonvention, Kap. I 3.1; IUPGR der FAO, Kap. I 3.3.2.2). Aus diesem Verständnis von agrargenetischen Ressourcen leitet sich für die FAO die Priorität von Erhaltungsmaßnahmen ab. Dafür gibt es drei Möglichkeiten: in der Natur (*in situ*), auf dem Acker (*on farm*) und in Samen- oder Genbanken (*ex situ*).

Gollin und Smale (1999) fassen agrargenetischen Ressourcen als „latente Biodiversität“ auf und weisen ihnen damit eine Funktion als Reserve zu, auf die im Bedarfsfall zurückgegriffen werden kann. Sie ergänzt damit diejenigen Komponenten von Vielfalt, die im Agrarsystem aufgrund ihrer ökologischen oder ihrer Produkteigenschaften tatsächlich genutzt werden (aktuelle Agrarbiodiversität). Die Diskussion über Funktionen, Wert und Gefährdung von Agrarbiodiversität muß die Verschiedenheit dieser Ansätze berücksichtigen. Im folgenden wird deshalb unterschieden zwischen genetischen Ressourcen (latenter Agrarbiodiversität) und genutzter (aktueller) Agrarbiodiversität.

Entwicklung genetischer Vielfalt in Raum und Zeit

Die Abb. D 3.4-1 veranschaulicht das Standardmodell der Entwicklung der genetischen Vielfalt innerhalb einer Art vom Beginn der Domestikation (die einen ersten „Flaschenhals“ darstellt und genetische Vielfalt sehr stark einschränkt) über die maximale genetische Vielfalt (sehr viele lokal adaptierte Landrassen) bis hin zur Minimierung genetischer Vielfalt in der industriellen Landwirtschaft. Die heutigen Agrarsysteme befinden sich auf unterschiedlichen Niveaus der Entwicklungsskala.

Die im Standardmodell dargestellte Entwicklung dominiert die Diskussion, seit Frankel (1970) und andere darauf aufmerksam gemacht haben, daß Landsorten und -rassen mit alarmierender Geschwindigkeit verloren gehen. Grundlinien der Diskussion um diese Entwicklung sind:

- Läuft der Prozeß von Entstehung und Verlust genetischer Vielfalt tatsächlich so ab? Das Modell wurde im

wesentlichen aus Beobachtungen in Europa und den USA abgeleitet; hier beschreibt es die Prozesse dementsprechend präzise. Brush (1995) fand aber zum Beispiel bei drei Fallstudien in Diversitätszentren (für Mais, Kartoffeln und Weizen), daß die Adoption moderner Sorten sowie die Anwendung von mineralischem Dünger und Pestiziden nicht mit dem Verlust alter Landsorten einhergeht. Die traditionellen Sorten werden weiter erhalten, weil sie Eigenschaften aufweisen, die den modernen Sorten fehlen.

- Stellt der Verlust von aktueller Diversität im Feld ein Problem dar oder nicht ?
- Wird mit der Anzahl von morphologisch unterscheidbaren Landsorten überhaupt das angemessene Diversitätsmaß verwendet? Es wird vielfach argumentiert, daß die systematische Pflanzenzüchtung in einer einzigen Sorte die günstigen Allele aus sehr vielen Landsorten kombiniert hat.
- Ist die Erhaltung der gesamten genetischen Vielfalt (als Ressource) ein finanzierungswürdiges Ziel ?

Um diese Fragen im Hinblick auf die genetische Vielfalt und Artenvielfalt als Bestandteile der Agrarbiodiversität zu diskutieren und Maßnahmen zu deren Erhaltung abzuleiten, werden die Funktionen und der Zustand von Agrarbiodiversität der Gefährdung von Agrarbiodiversität im Rahmen von global bedeutsamen Problemkomplexen gegenübergestellt.

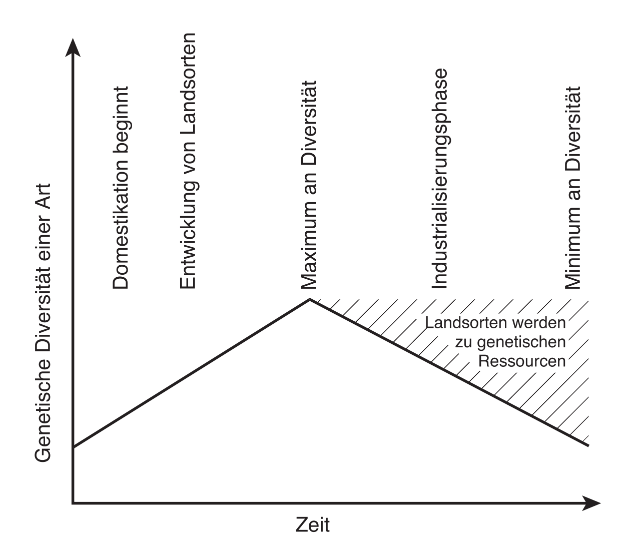


Abbildung D 3.4-1
Modell des Zustands der genetischen Diversität einer Art im Zeitverlauf der Entwicklung. Landsorten werden durch „moderne" Sorten ersetzt. Sie fallen aus dem Anbau heraus und werden zur „latenten" Biodiversität, wenn sie als genetische Ressourcen erhalten werden (schraffierte Fläche).
Quelle: WBGU, 1999a

D 3.4.2
Funktionen und Bedeutung von Agrarbiodiversität

Die Komponenten biologischer Vielfalt in den Agrarökosystemen verhalten sich nicht grundsätzlich anders als in anderen Ökosystemen (Kap. D 2). Die Schwierigkeit bei der Untersuchung der „Funktionen" von Agrarbiodiversität besteht darin, daß bisher den Funktionen einzelner Komponenten von Vielfalt im Agrarökosystem nur dann eine Bedeutung zugestanden wurde (Kap. E 3.3.4), wenn sie die Produktivität des agrarischen Systems beeinflussen. So wird beispielsweise die Fähigkeit eines Hyperparasiten X, die Anzahl des Parasiten Z zu begrenzen, im Agrarökosystem als positiver Beitrag der Vielfaltskomponente X gewertet („biologische Kontrolle"). Hingegen wird die Eigenschaft von der Pflanze A („Unkraut"), die Anzahl der angebauten Kulturart B zu vermindern, als Ursache für Ertragsverlust wahrgenommen und A damit nicht als Komponente mit „Funktion", sondern als Störung aufgefaßt.

Daraus ergibt sich, daß aktuelle Biodiversität teilweise bewußt eliminiert oder substituiert wird. Für die Nichtnutzung von Agrarbiodiversität gibt es demnach drei Erklärungen:

1. Der Beitrag der Komponente ist negativ,
2. Der mögliche positive Beitrag der Komponente ist nicht bekannt,
3. Auf den positiven Beitrag der Komponente wird verzichtet, weil er zu teuer ist oder billiger ersetzt werden kann (Kap. D 3.4.4).

Um diese „Funktionen" besser analysieren zu können, schlagen Vandermeer und Perfecto (1995) vor, Agrarbiodiversität in geplante (planned biodiversity) und assoziierte Diversität (associated biodiversity) zu unterteilen. Als geplante Biodiversität werden diejenigen Komponenten bezeichnet, die bewußt in ein Agrarökosystem eingebracht und dort gepflegt werden. Unter dem Begriff assoziierte Diversität faßt man dagegen alle anderen Arten zusammen, die das System besiedeln (z. B. die Vielfalt der Bodenlebewesen). Eine Beschreibung sämtlicher Wechselbeziehungen innerhalb von Agrarökosystemen auf der Artenebene ist nicht möglich, so daß das Konzept der funktionellen Gruppen entwickelt wurde. Darunter versteht man:

- Gruppen von Arten, die ökologisch ähnliche Funktionen haben (z. B. Nitrifizierer oder Destruenten),
- Interaktionen zwischen Arten (z. B. Wirt-Parasit-Beziehungen), die als „Community Processes" betrachtet werden.

Ökologische Funktion von Agrobiodiversität

Geplante Biodiversität

In den meisten Anbausystemen werden verschiedene Kulturpflanzenarten gezielt kombiniert, d. h. sie werden entweder nacheinander oder nebeneinander angebaut.

Dieses geschieht einerseits, um verschiedene Produkte zu erzeugen, andererseits sollen verschiedene ökologische Effekte erzielt werden, beispielsweise Erosionsschutz, Bodenlockerung durch Anbau von Tiefwurzlern, Unterdrückung von Pathogenen oder Stickstoffakkumulation (Vandermeer, 1989). Es ist sehr wahrscheinlich, daß die ökologische Stabilität und die Nachhaltigkeit der Nutzung deutlich erhöht werden könnte, wenn Anbausysteme mit einer größeren geplanten Biodiversität entwickelt würden (Olson et al., 1995; Piper, 1999).

Assoziierte Biodiversität

In Agrarökosystemen versucht man, den bewußt genutzten Vielfaltskomponenten optimale Bedingungen zu schaffen. Die Eingriffe ins System, die zu diesem Zweck vorgenommen werden, haben fast immer auch Auswirkungen auf die assoziierte Biodiversität. So führt zum Beispiel die Gabe von löslichem Phosphor zu Weizen zu einem Rückgang der Besiedlung mit Mycorrhiza um das zwei- bis dreifache (Rooper und Ophel-Keller, 1997). Sehr häufig sind es die spezifischen ackerbaulichen Eingriffe, die den größten Einfluß auf die assoziierte Biodiversität haben, wie der Einsatz des Pflugs auf die Bodentiere oder der Einsatz von Agrochemikalien auf Mikroorganismen und Begleitpflanzen. Man könnte vermuten, daß es ausreichend ist, wenn pro „Aufgabe" eine Art vertreten ist, da es zunächst darauf ankommt, daß diejenigen „community processes" ablaufen können, die zur agrarischen Produktivität beitragen. Aufgrund der Heterogenität des Systems, der wechselnden Umweltbedingungen und der Substratvielfalt ist es aber kaum denkbar, daß ein solches System dauerhaft funktioniert (Kap. D 2). Natürliche Systeme mit Monokulturen sind eher die Ausnahme. Dennoch können für Agrarökosysteme bis jetzt keine allgemeinen Aussagen darüber getroffen werden, ob ein hoher Grad an Biodiversität das System stabilisiert oder destabilisiert (Kennedy, 1999). Es gibt jedoch viele Beispiele dafür, daß Komponenten von assoziierter Biodiversität systemstabilisierende Beiträge liefern.

Infraspezifische bzw. genetische Vielfalt (Sortenebene)

Die Nutzung von identischen Genotypen über Jahre oder auf großen Flächen sowie große Zahlen von Haustieren auf kleinem Raum machen Ökosysteme anfällig für Schädlinge und Krankheiten. Mit dem Ausbruch der Krankheit „Southern Corn Leaf Blight" auf Maishybriden in den USA 1969/70 (Kasten D 3.4-1; WBGU, 1998a) erfolgte erstmals eine öffentliche Diskussion außerhalb von Expertenkreisen und die Problematik der „genetischen Anfälligkeit" (genetic vulnerability) drang ins öffentliche Bewußtsein. Von genetischer Anfälligkeit spricht man, wenn in einer Region ein Genotyp vorherrscht, der anfällig für eine Krankheit, einen Erreger oder abiotischen Streß ist und wenn dieses in seiner genetischen Konstitution begründet liegt (NRC, 1993).

Eine wichtige ökologische Funktion der Vielfalt auf Sortenebene ist es, diese Anfälligkeit geringzuhalten. In diesem Zusammenhang wird immer wieder auf die Vorteile alter Landsorten verwiesen. Es liegen allerdings nur wenige Informationen über die Genetik von Landsorten vor (Zeven, 1998). Am Beispiel der Gerste läßt sich zeigen, daß die Ergebnisse von der jeweiligen Wahl des Materials und der Methode abhängen. So fanden Petersen et al. (1994) mit molekularen Markern zwar bei Wildgersten (ssp. *spontaneum*) eine größere genetische Vielfalt als im untersuchten Sortiment moderner Sorten (ssp. *vulgare*), die Vielfalt im Landsortensortiment war aber eher geringer als bei den aktuellen Sorten. Nevo et al. (1986) fanden dagegen bei angebauten Gerstensorten des mittleren Ostens einen höheren Grad an Diversität von morphologischen Merkmalen als bei wilder Gerste. Tatsächlich aber hat die genetische Diversität innerhalb einzelner Sorten oder zwischen den Sorten einer Region an sich keinen Einfluß auf die genetische Anfälligkeit. Entscheidend sind die jeweiligen Eigenschaften, nicht der „Verwandschaftgrad". Nicht morphologische oder molekulare Marker, Verwandtschaftsgrade oder Heterogenitätsdaten sind von Bedeutung, sondern die jeweiligen Merkmale, z. B. Resistenzeigenschaften. Genetische Vielfalt, wie sie in und zwischen alten Landsorten vorliegt, bedeutet nicht *per se* verbesserte Resistenz oder Toleranz. Da aber Landsorten durch fortgesetzte Selektion über lange Zeiträume an die spezifischen Verhältnisse des jeweiligen Standortes angepaßt wurden, besitzen sie oft entsprechende Resistenzen und Toleranzen.

In Ländern mit hochentwickeltem Saatgutsystem ersetzte die sog. zeitliche Diversität die genetische Vielfalt

Kasten D 3.4-1

Genetische Anfälligkeit (genetic vulnerability)

In der 50er und 60er Jahren begann in den USA der großflächige Anbau von Maishybridsorten, wobei 85% der Hybriden das sog. Texascytoplasma enthielten. Dieses verleiht der Trägerpflanze die männliche Sterilität, welche zur Erzeugung der Hybriden notwendig ist. 1969/1970 kam es bei den Sorten mit Texascytoplasma zur epidemieartigen Ausbreitung der Krankheit Southern Corn Leaf Blight, von der Maissorten mit normalem Plasma nicht betroffen waren. Es stellte sich heraus, daß männliche Sterilität und Anfälligkeit gegenüber dem Erreger *Bipolaris maydis*, Rasse T, beide auf das Produkt eines Mitochondriengens, Turf 13, zurückgehen.

In diesem Beispiel war das Problem weder die Hybridtechnologie *per se* noch die Uniformität oder geringe genetische Distanz der Hybriden, sondern die weite Verbreitung von Turf 13. Die genetische Disposition der Maishybriden war hier in der „genetischen Monokultur" in bezug auf Anfälligkeit gegenüber Southern Corn Leaf Blight begründet.

auf der Fläche (Duvick, 1984). Eine Sorte wird nach einigen Jahren, z. B. wenn ihre Resistenzen nicht mehr wirksam sind, durch eine andere ersetzt. Die räumliche Biodiversität wird durch eine zeitliche Biodiversität ersetzt.

Der Stellenwert genetischer Vielfalt im Agrarökosystem hat sich im Laufe dieses Prozesses geändert. Systematische Pflanzenzüchtung kombiniert die wertvollsten Eigenschaften aus genetisch diversem Material und erreicht damit meist deutlich höhere Resistenzniveaus (z. B. über Genpyramidisierung). Genetische Vielfalt erfüllt dann ihre agrarsystemare Funktion, nämlich die Verminderung von Krankheiten und Streßanfälligkeit , nicht mehr im zeitgleichen, räumlich verteilten Anbau. Statt dessen wird sie zu einem Reservoir für einzelne wertvolle Eigenschaften, die immer wieder neu kombiniert werden können, also zur genetischen Ressource.

Wie das Beispiel der Southern Corn Leaf Blight (Kasten D 3.4-1) zeigt, kann die geringe genetische Diversität zum vermehrten Auftreten von Krankheiten und der massenhaften Verbreitung von Schaderregern führen. Daher ist auch heute zur Ertragssicherung die räumliche Anordnung mehrerer Sorten notwendig.

Folgerungen

Es gibt drei verschiedene Kategorien von Funktionen, die die einzelnen Komponenten von Agrarbiodiversität erfüllen können, nämlich

1. ökologische Funktionen am Standort (aktuelle Biodiversität),
2. Funktionen als Lieferanten verschiedenartiger Produkte oder Leistungen (aktuelle Biodiversität)
3. Funktionen als genetische Ressourcen, d. h. als Informationsspeicher bzw. als „Rohstoff“, z. B. für den Züchtungsprozeß (latente Biodiversität).

Während aktuelle Agrarbiodiversität unmittelbar positive Beiträge zur Produktivität des Systems liefert und deshalb vom Landwirt gepflegt wird, ist dies bei der latenten Agrarbiodiversität in der Regel nicht der Fall (es sei denn, der Landwirt ist auch Züchter). Je mehr Agrarbiodiversität aus der aktiven Nutzung herausfällt, desto größer wird der Aufwand, der für die Erhaltung der dann zur genetischen Ressource gewordenen Agrarbiodiversität getrieben werden muß. Gleichzeitig müssen auch die nunmehr fehlenden ökosystemaren Leistungen der Biodiversität ersetzt werden. Auf der Ebene der landwirtschaftlichen Produktion geschieht dies durch sog. „externe Inputs“ wie zum Beispiel Pestizide, die letztlich erst dadurch notwendig werden, daß große Flächen von wenigen Sorten nur einiger Kulturarten bestanden sind. Auf der Ebene der verarbeitenden Industrie gilt entsprechendes: je mehr Nahrungsmittel nicht frisch verzehrt, sondern industriell verarbeitet werden, desto mehr werden große einheitliche Chargen „Rohmaterials“ nachgefragt. Fehlende geschmackliche Intensität beispielsweise, die oft eine Folge der Züchtung auf Höchsterträge ist, kann bei industrieller Weiterverarbeitung durch Zusatzstoffe ersetzt werden.

Je weniger Vielfalt wiederum es in der industriellen Struktur der aufnehmenden Hand gibt, desto geringer ist in der Regel die Diversität an Verfahrensweisen und Produktionsmethoden, was wiederum die Nachfrage nach diversen Qualitäten verringert.

Maßnahmen zur Verminderung der negativen externen Effekte der Landwirtschaft sowie Initiativen des Handels mit dem Ziel, hochwertige Frischprodukte anzubieten, wirken sich deshalb oft ganz direkt auf die Nutzung von Agrarbiodiversität aus. So sind Systeme des biologischen Landbaus fast ausnahmslos deutlich vielfältiger als konventionelle Systeme. Der Biolebensmittelhandel bietet häufig mehrere Sorten von Getreide- oder Leguminosenarten an, wo normale Supermärkte nur je eine Variante führen.

Dort, wo Landwirtschaft und Gartenbau kein originäres Interesse mehr an einer Sorte oder Art haben, besteht akute Verlustgefahr. Die nunmehr zur „latenten Agrarbiodiversität“ gewordene Komponente muß *in situ, on farm* oder *ex situ* erhalten werden, wenn sie nicht unwiederbringlich verloren gehen soll. Die Diskussion über Agrarbiodiversität konzentriert sich derzeit auf zwei Fragen, nämlich

1. ob *In-situ*- bzw. *On-farm*-Erhaltung oder *Ex-situ*-Konservierung vorzuziehen sei, und
2. wie die Erträge aus der Nutzung genetischer Ressourcen zu verteilen seien (Kap. I 3.1).

Es muß aber bedacht werden, daß die Erhaltung genetischer Ressourcen auch bei optimaler Organisation immer nur den Charakter einer Vorsorgemaßnahme hat. Die größte Herausforderung liegt in folgender Frage:

Wie kommt eine möglichst vielfältige agrarische Produktion zustande, die die ökologischen Funktionen von Agrarbiodiversität *aktiv nutzt* und damit sowohl die negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft minimiert als auch hochwertige und vielfältige Produkte liefert?

D 3.4.3
Zustand der Agrarbiodiversität

Wie steht es um die Agrarbiodiversität? In den meisten untersuchten Agrarökosystemen ist nur ein sehr kleiner Prozentsatz der beteiligten Arten bekannt. Insbesondere über die Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen liegen meist nur dürftige Informationen vor. Auch die nichtdomestizierten Pflanzen- und Tierarten bzw. ihre Vielfalt sind oft nicht erfaßt. Am besten ist der Informationsstand über domestizierte Tier- und Pflanzenarten und ihre genetische Vielfalt, aber auch hier ist das Wissen noch lückenhaft.

Mikroorganismen

Hier kann zwischen domestizierten und nicht domestizierten Mikroorganismen unterschieden werden. Nicht domestizierte Mikroorganismen werden oft nicht auf Artniveau erfaßt, sondern in Form von Funktionsgruppen (z. B. Stickstoffixierer). Ein Großteil der existierenden Arten, besonders der bodenbewohnenden, ist bisher nicht beschrieben. Die Artenzusammensetzung im Agrarökosystem und das Verhältnis der Funktionsgruppen zueinander wird durch landwirtschaftliche Eingriffe verschoben. So wurden z. B. im Boden eines abgeernteten Feldes bis zu 44-fach erhöhte Zahlen an Denitrifikanten gegenüber nicht bearbeiteten Böden gefunden (Rooper und Ophel-Keller, 1997). Durch den Einsatz von Agrochemikalien können bestimmte Funktionsgruppen in ihrer Diversität stark eingeschränkt werden. Es besteht allerdings in der Regel nicht die Gefahr, daß ganze Funktionen (z. B. Dekomposition) ausfallen, wenn sich das Artenverhältnis ändert (Mooney et al., 1995). Ausnahmen bilden z. B. hochspezifische Symbiosen von *Rhizobium trifolii* mit Klee (Marschner, 1990). Über die genetische Vielfalt von Mikroorganismen in Agrarökosystemen gibt es wenige Informationen (Kennedy, 1995). Ausnahmen sind allerdings einzelne Kulturpflanzenpathogene, die teilweise sehr gut untersucht wurden.

Mikroorganismen werden auch direkt zur Nahrungsgewinnung eingesetzt. Aber nur ein geringer Anteil der vermutlich 1,5 Mio. Pilzarten wird von Menschen genutzt (Hawksworth und Kalin-Arroyo, 1995), wie die Hefe-, Schimmel-, und eßbaren Pilze. Mikroorganismen werden darüberhinaus intensiv in der Veredlung von Milch und in der Herstellung von Wein und Bier eingesetzt, so z. B. Bakterien wie *Lactobacillus* oder Schimmelpilze wie *Penicillium camembertii*. Zunehmend wichtig ist auch die biotechnologische Herstellung von Produkten aus dem Lebensmittelbereich durch Bakterien oder Pilze u. a. in Bioreaktoren. Es besteht auch ein gewisses Potential, bisher nicht verwertbare Pflanzenabfälle mit Hilfe von Mikroorganismen in Futter- oder Nahrungsmittel zu verwandeln.

Tiere

Insgesamt gibt es 50.000 Wirbeltierarten, davon spielen ca. 40 domestizierte Arten eine Rolle in Agrarsystemen (WCMC, 1992; Hawksworth, 1995). Weltweit verbreitet sind Rind (*Bos indicus* und *Bos taurus*), Schaf, Schwein und Huhn sowie domestizierte Büffel (*Bos bubalus*) und Ziegen. Die meisten anderen Arten sind nur von lokaler oder regionaler Bedeutung (z. B. Kamel). Auch wenn man die domestizierten Tierarten um die „genutzten Wildarten“ (z. B. Elefant, Falke) erweitert, bleibt die Zahl der genutzten Wirbeltierarten gering, wobei es allerdings eine sehr große Rassenvielfalt bei den einzelnen Arten gibt (Hawksworth und Kalin-Arroyo, 1995). Eine Übersichtsliste der weltweit vorhandenen und gefährdeten Haustierrassen ist in der Tab. D 3.4-1 dargestellt.

Pflanzen

Es wird angenommen, daß weltweit ca. 300.000–500.000 Arten höherer Pflanzen existieren, von denen etwa 250.000 beschrieben sind (FAO, 1996b). Ungefähr 30.000 dieser Pflanzenarten sind eßbar und 7.000 Arten gelten als Kulturpflanzen (ohne Zier- und Forstpflanzen) (Abb. D 3.4-2). Hinzu kommen die nicht kultivierten Anteile der Agrarbiodiversität wie Wildkräuter, Unkräuter und verwandte Wildarten der Kulturarten. Von den 7.000 Kulturpflanzenarten gelten lediglich 30 als „crops that feed the world“ (Tab. D 3.4-2). Nur drei Arten, Reis, Weizen und Mais liefern fast 50% des Weltenergiebedarfs an Kalorien. Mit weiteren sechs Arten (Sorghum, Millet, Kartoffel, Süßkartoffel, Soja, Zuckerrohr und Zuckerrübe werden 75% des weltweiten Energiebedarfs abgedeckt (Abb. D 3.4-3). Neben diesen „Hauptarten“ gibt es zahlreiche ausschließlich regional wichtige Kulturpflanzenarten. So ist z. B. Tef (*Eragrostis tef*) in Äthiopien von großer, aber international nur von marginaler Bedeutung (Rehm 1989). Weiterhin gibt es den Komplex der sog. „minor species“, „neglected crops“ oder „underutilized crops“, die an spezielle, oft extreme Standorte angepaßt sind und die lokal oder regional eine wichtige Bedeutung für die menschliche Ernährung haben. „Neglected crops“ sind von der Forschung und Pflanzenzüchtung vernachlässigte Kulturpflanzen, z. B. Koriander (Diederichsen, 1996) oder Yam, während man unter „underutilized species“ landwirtschaftlich wenig genutzte Arten versteht, wie z. B. *Lupinus albus* im Mittelmeergebiet.

Genzentren

Von dem russischen Wissenschaftler Vavilov (1926) wurde die Theorie der Genzentren der Kulturpflanzen entwickelt. Als Genzentrum einer Art wird die Region bezeichnet, in der eine große genetische Vielfalt innerhalb dieser Art vorkommt. Vavilov hielt die Genzentren zunächst für identisch mit dem Entstehungszentrum für eine Art. Die Theorie wurde u. a. von Harlan (1971) wei-

Tabelle D 3.4-1
Übersicht über weltweit erfaßte Haustierrassen und ihr Gefährdungspotential.
Quelle: Loftus und Scherf, 1993

Art	Anzahl Rassen	Davon gefährdet
Rind	783	112
Schaf	863	101
Ziege	313	32
Schwein	263	53
Büffel	62	1
Pferd	357	81
Esel	78	11

terentwickelt, der Zentren und Nichtzentren definiert, um Regionen ursprünglicher Herkunft („regions of origin“) von Regionen mit „sekundärer“, d. h. späterer Besiedlung mit der Art zu differenzieren (Abb. D 3.4-4). Ein Genzentrum kann also, muß aber nach neueren Erkenntnissen nicht mit der Entstehungsregion dieser Art übereinstimmen (Hammer, 1998; Becker, 1993). So findet sich in Äthiopien ein breites Spektrum an Landsorten der Gerste, aber keine einzige Wildform (Zohary, 1970), so daß die Gerste nicht dort domestiziert worden sein kann (tatsächlich liegt ihre Region ursprünglicher Herkunft weit entfernt im Mittleren Osten). Genzentren wurden in der Hauptsache für Kulturpflanzen definiert, sie waren und sind wichtige Quellen bei der Suche nach genetischer Variabilität für diese Arten und häufiges Ziel von Sammelreisen und Erhebungen.

Im Genzentrum von Mais (*Zea mays* L.) in Mexiko gibt es Regionen, in denen ein Ursprungselter des Mais, Teosinte, immer noch zusammen mit Mais vorkommt. Damit ist Introgression in das Maismaterial möglich und damit eine weitere Evolution des Maises (Miller et al., 1995). Dieser Typ der Introgression von genetischem Material ist allerdings nur eine Möglichkeit der weiteren Evolution von Kulturpflanzenarten. Andere Möglichkeiten sind z. B. Rekombination, Epistasie und Mutationen (Rasmusson und Phillips, 1997).

Regionen mit hoher genetischer Variabilität einer Art liegen meist in Gegenden, in denen aufgrund naturräumlicher Vielfalt seit langer Zeit eine kleinräumige Landwirtschaft üblich war. Oftmals sind dies isolierte, vielfältige Landschaften, hügelig, mit marginalen, sehr heterogenen Böden und Klimabedingungen, wo jeweils verschiedene Landsorten für die lokal herrschenden Bedingungen selektiert wurden (Brush, 1995; Zohary, 1970). Noch heute halten sich dort traditionelle Anbausysteme, da sich eine moderne Intensivlandwirtschaft aufgrund der naturräumlichen Bedingungen vielfach nicht lohnt.

Verlust von Gen- und Artenvielfalt

Der Verlust pflanzengenetischer Ressourcen auf Art- oder Sortenniveau (Generosion) läßt sich nur exemplarisch verfolgen, da eine vollständige Übersicht nicht existiert (Kasten D 3.4-2). So beschreibt Hammer (1998) den Verlust der Arten *Anacylus officinarum* und *Bromus mango.* Ähnliche Beispiele gibt es für die Generosion und den Verlust auf Sortenebene. Aus diesen Entwicklungen lassen sich Abschätzungen für andere Regionen ableiten (FAO, 1996b; Hammer 1998). Der tatsächliche Verlust an genetischer Diversität über einen definierten Zeitraum kann berechnet werden, indem die Ergebnisse von Erhebungen früherer Jahre und kürzliche Aufnahmen verglichen werden. Für Albanien ergaben sich Verluste von 72,4% zwischen 1941 und 1993, für Süditalien solche von 72,8% zwischen 1950 und 1985 (Hammer, 1998).

Folgerungen

Der Verlust genetischer Vielfalt ist in vielen Regionen gravierend. Ein Grund hierfür ist der Übergang von traditioneller Landwirtschaft zur intensiven oder industriellen Landwirtschaft . Hierbei fallen Landsorten (und auch Kulturpflanzenarten) aus der Nutzung im Agrarsystem heraus. Ihr Totalverlust läßt sich nur verhindern, indem man sie als „genetische Ressource“ konserviert.

Eine genaue Einschätzung des Zustands der Agrarbiodiversität ist mangels systematischer vergleichender Untersuchungen nicht möglich. Umfangreichere Unter-

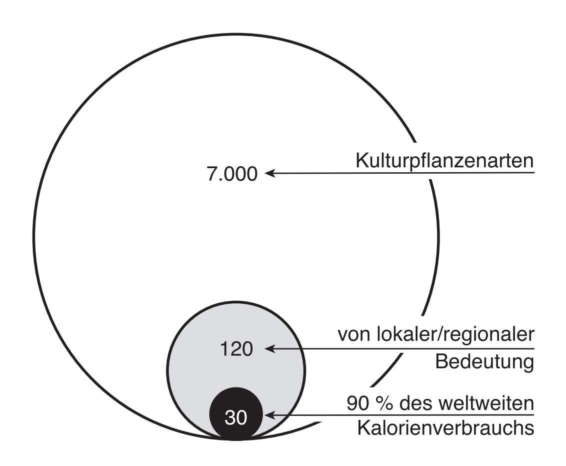


Abbildung D 3.4-2
Geschätzte Anzahl Kulturpflanzenarten (global).
Quelle: FAO, 1996b

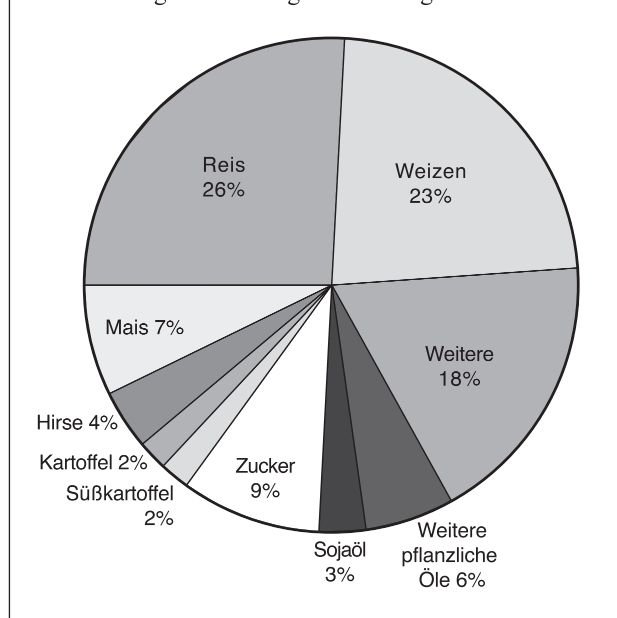


Abbildung D 3.4-3
Wichtigste Kulturpflanzenarten der Welternährung.
Quelle: FAO, 1996b

Tabelle D 3.4-2
Die 30 wichtigsten Kulturpflanzen der Welt („crops that feed the world") und ihr Sammlungsbestand *ex situ*.
Quelle: FAO, 1996b

Kulturart	Anzahl	Kulturart	Anzahl	Kulturart	Anzahl
Weizen	784.500	Tomate	78.000	Zuckerrübe	24.000
Gerste	485.000	Kichererbse	67.500	Ölpalme	21.000
Reis	420.500	Baumwolle	49.000	Kaffee	21.000
Mais	277.000	Süßkartoffel	32.000	Zuckerrohr	19.000
Bohnen	268.500	Kartoffel	31.000	Yamswurzel	11.500
Soja	174.500	Ackerbohne	29.500	(Koch-)/Banane	10.500
Millet/Sorghum	168.500	Maniok	28.000	Tabak	9.705
Kohl	109.000	Kautschuk	27.500	Kakao	9.500
Erbse	85.500	Linse	26.000	Taro	6.000
Erdnuß	81.000	Knoblauch/Zwiebel	25.500	Kokosnuß	1.000

suchungen gibt es nur zum Zustand der *Ex-situ* -Bestände tier- und pflanzengenetischer Ressourcen und hier auch nur für die Hauptarten (FAO, 1996b). Zur Verbesserung der Zustandsbeschreibungen und der Verlustprognosen sollte eine weltweite Inventarisierung und Katalogisierung rasch erfolgen (Kap. J 1.2).

Die genetische Diversität innerhalb der Kulturpflanzenarten ist regional sehr unterschiedlich verteilt. Da sowohl die Generierung als auch die Erhaltung dieser Vielfalt auf menschliche Intervention angewiesen ist, ergeben sich aus diesem Umstand einige wichtige politische bzw. ökonomische Fragen bezüglich der Gerechtigkeit in der Verteilung von Aufgaben und Lasten (Kap. I 3 und J)

D 3.4.4 Gefährdung von Agrarbiodiversität

Die Landwirtschaft nutzt als geplante Biodiversität nur einen kleinen Teil des gesamten Artenspektrums, hat aber in den rund 10.000 Jahren ihrer Entstehung *innerhalb* der jeweiligen genutzten Arten eine enorme Sorten- und Rassenvielfalt hervorgebracht.

Für die Abnahme der vom Menschen erzeugten Agrarbiodiversität gibt es sehr unterschiedliche Gründe. Die FAO (1996b) führt insbesondere Bevölkerungswachstum, Kriege, extreme Witterung (vor allem Trockenheit), Umweltverschmutzung, nichtnachhaltige Landwirtschaft, gesetzliche Regulierungen und wirt-

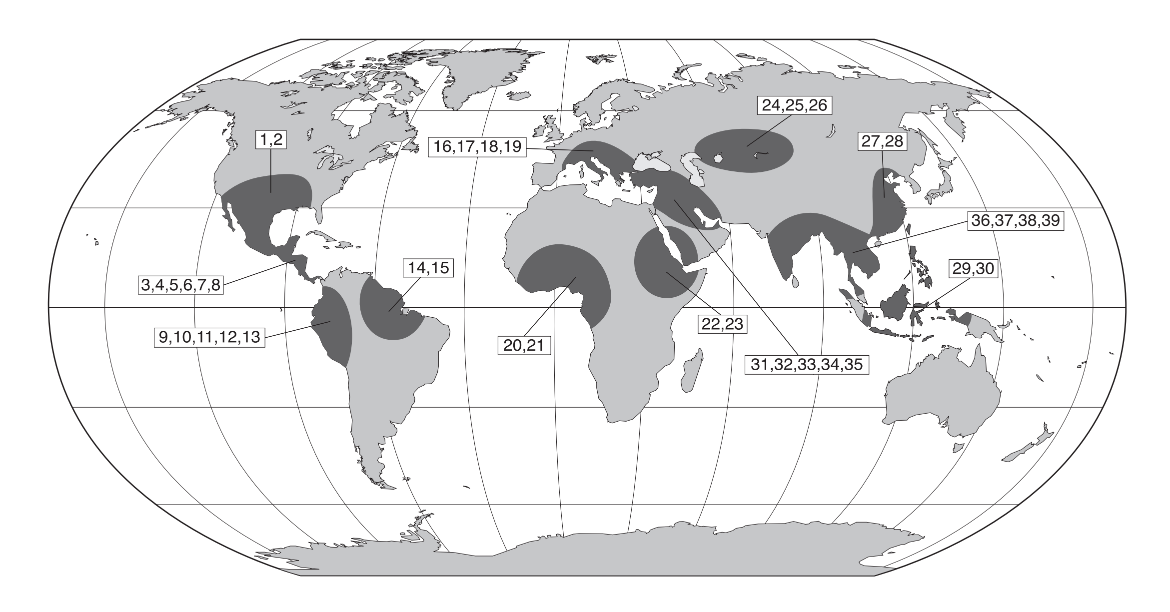


Abbildung D 3.4-4
Regionen ursprünglicher Herkunft wichtiger Kulturpflanzen.
1 Sonnenblume, 2 Teparybohne, 3 Avocado, 4 Kakao, 5 Süßkartoffel, 6 Mais, 7 Stangenbohne, 8 Tomate, 9 Baumwolle, 10 Limabohne, 11 Erdnuss, 12 Pfeffer, 13 Kartoffel, 14 Ananas, 15 Yamswurzel, 16 Traube, 17 Gerste, 18 Olive, 19 Roggen, 20 Yamswurzel, 21 Wassermelone, 22 Afrikanische Hirse, 23 Sorghum, 24 Luzerne, 25 Hirse, 26 Hanf, 27 Kolbenhirse, 28 Sojabohne, 29 Kokosnuß, 30 Brotfrucht, 31 Gerste, 32 Dattel, 33 Zwiebel, 34 Erbse, 35 Weizen, 36 Banane, 37 Yamswurzel, 38 Reis, 39 Tee
Quelle: verändert nach McNeely et al., 1995

Kasten D 3.4-2

Genetische Variabilität auf Sortenniveau in ausgewählten Regionen

In einer Region werden oft nur sehr wenige Sorten innerhalb einer Kulturpflanzenart angebaut, d. h. die tatsächlich angebaute genetische Diversität innerhalb dieser Art ist sehr gering. Hierzu einige Beispiele:

- 1983/84 wurde in Bangladesch auf 67% und in Indien auf 30% der Weizenanbaufläche nur eine Sorte, die Sorte Sonalika, angebaut.
- 1972 und 1991 in den USA durchgeführte Erhebungen zeigten, daß bei den 8 Hauptkulturarten jeweils weniger als 9 Sorten auf 50–75% der Fläche angebaut wurden.
- Eine Untersuchung in den Niederlanden ergab, daß von den 9 Hauptkulturarten nur je 3 Sorten auf 80–100% der Fläche angebaut wurden (FAO, 1996b).
- 1985 wurden auf 60% der Winterweizenanbaufläche in Deutschland 5 Sorten angebaut, die alle die Sorte Capelle als Elter oder Großelter hatten (Becker, 1993).

schaftliche Faktoren an. Hammer (1998) ermittelte als Hauptursachen für den Verlust landwirtschaftlich genutzter Arten Übernutzung, Nichtnutzung und Vergessen, Irrtümer bei der Determination und Verdrängung durch andere Arten.

Aus dieser Aufzählung lassen sich folgende Problemkomplexe zusammenfassen, die unmittelbaren Einfluß auf die Agrarbiodiversität haben:

1. Wandel im Anspruch an die Produkte aus der Landwirtschaft,
2. landwirtschaftliches Management,
3. Technologieentwicklung in der Pflanzenzüchtung,
4. Agrar- und Wirtschaftspolitik (die sich wiederum auf die ersten drei Punkte auswirkt).

Problemkomplex 1: Wandel im Anspruch an die Produkte aus der Landwirtschaft

Agrarökosysteme sind definiert als Systeme, die geschaffen wurden, um bestimmte Waren und Dienstleistungen zu produzieren. Die Nachfrage nach den Produkten und Leistungen eines Agrarökosystems hat damit den entscheidenden Einfluß auf die Gestaltung dieses Systems.

Obwohl sich von Anfang an prinzipiell nur relativ wenige *Arten* für die landwirtschaftliche Nutzung eigneten (Diamond, 1998), werden auch diese bei weitem nicht alle genutzt, jedenfalls nicht in nennenswertem Umfang (Abb. D 3.4-2). Ein Hauptgrund dafür ist, daß viele Arten ähnliche Produkte liefern, z. B. Kohlenhydrate, Fett, Protein, Milch, Fleisch, Wolle, Einstreu, Brennmaterial usw. In den meisten Regionen herrscht aber eine – oft die unter den jeweiligen Umständen ertragreichste – Art als Hauptlieferant für eine solche Produktgruppe vor; so werden z. B. in einer Region in der Regel entweder Weizen, Mais oder Reis als Hauptkohlenhydratlieferant angebaut (FAO, 1996b).

Neue technologische Entwicklungen erlauben es, landwirtschaftliche Produkte im Zuge der Aufbereitung der Nahrungsmittel nachträglich so stark zu verändern, daß nur noch wenige Grundrohstoffe gebraucht werden. So ist es mittels biotechnologischer Methoden möglich, aus Stärke Isoglukose herzustellen. Derzeit deckt die Nahrungsmittelindustrie in den USA einen großen Teil ihres Zuckerbedarfs mit Isoglukose aus Maisstärke. Dies hat zu einem starken Rückgang der Bedeutung von Rohrzucker geführt (Knerr, 1991).

Ein anderer Ansatz versucht, mit einer regional gut angepaßten Art unterschiedlichste Produktqualitäten zu liefern. So sollen z. B. verschiedene Ölqualitäten von Raps (*Brassica napus* L.) produziert werden, um auf den Anbau anderer Ölpflanzen oder auf den Import von Ölen verzichten zu können. Transgener Raps mit einem hohem Laurinsäureanteil im Öl könnte in Zukunft Kokos- und Ölpalmen als Laurinsäurelieferanten ablösen (Sovero, 1996), und die Nachfrage in den Industrieländern vermindern.

Auch *Sorten* werden oft nicht in erster Linie angebaut, weil sie ökologisch optimal an die vorliegenden Verhältnisse angepaßt sind, sondern weil sie eine bestimmte Produktqualität liefern. Mit den steigenden Anforderungen an Haltbarkeit, Lager- und Transporteignung ging bei Obst- und Gemüse eine deutliche Verarmung des Sortenspektrums einher. Ein Beispiel sind die Erdbeeren, wo etliche besonders wohlschmeckende Sorten völlig aus dem Anbau verschwunden sind, weil sie nach der Ernte schnell verderben.

Die Nachfrage des Handels und der verarbeitenden Industrie nach großen Chargen einheitlicher Ware trägt ebenfalls zu einem Rückgang der Vielfalt auf Sortenebene bei. So decken im Augenblick nur ca. 5 Braugerstensorten weltweit einen erheblichen Anteil des Bedarfes der Mälzereien. Zwar stehen in den verschiedenen Regionen der Erde weitere geeignete Genotypen (evtl. auch agronomisch bessere) zur Verfügung, aber eine geringe Anzahl Sorten senkt die Kosten im Erfassungshandel und für die Mälzereien (P. Franck, persönl. Information), so daß an einer Erhöhung der Diversität auf der Nachfrageseite geringes Interesse besteht.

Häufig führen auch agrarpolitische Maßnahmen zu deutlichen Reduktionen der Vielfalt im Angebot. Abnahmegarantien und Mindestpreise entkoppeln das Angebot von der Nachfrage und verhindern damit den Transfer von Information über gewünschte und neue Produktqualitäten.

D **Genetische Vielfalt und Artenvielfalt**

Problemkomplex 2: Landwirtschaftliches Management

Oft liegen zwischen den ökologischen Funktionen der Agrarbiodiversität und den externen Inputs (z. B. Düngemittel, Pestizide) Substitutionsbeziehungen vor, d. h. externe Inputs können Funktionen der Agrarbiodiversität übernehmen und *vice versa*.

In homogenen Systemen der *High-Input-* Landwirtschaft werden die aufgrund geringer Agrarbiodiversität fehlenden ökosystemaren Funktionen durch intensiveres Management und externe Inputs ausgeglichen. Dies passiert (unvollständig) in intensiven Getreidemonokulturen ohne Fruchtfolge; hier werden die meisten Funktionen, die in vielfältigeren Systemen von diversen Arten übernommen werden, durch externe Inputs wie beispielsweise der mechanischen Bodenlockerung, oder der Zufuhr von Stickstoff über Düngemittel ersetzt.

Infolgedessen sind besonders diejenigen Komponenten von Agrarbiodiversität gefährdet, deren Funktionen kostengünstiger ersetzt werden können. Der Einfluß dieser Maßnahmen auf die Artenvielfalt im Agrarsystem ist eindeutig. Wurden beispielsweise in der deutschen Landwirtschaft früher viele verschiedene Futterpflanzen angebaut (z. B. Hafer, Gerste, Bohnen, Kleegras, Luzerne, Futterrüben und Kartoffeln), so ist heute in vielen Betrieben Mais die alleinige Futtergrundlage, möglicherweise ergänzt durch den Zukauf von Sojamehl als Proteinkomponente. Von der „ersetzten" Art scheitert jede auf ihre Weise. Beispielsweise wird die Vorfruchtwirkung der Stickstoff fixierenden Luzerne inzwischen chemisch-technisch substituiert, während Futterrüben durch die gestiegenen Arbeitskosten unrentabel geworden sind.

Auch auf Sortenebene gibt es viele Beispiele für den Verlust von Vielfalt aufgrund veränderter Managementintensität. So erlaubt zum Beispiel die Verwendung von Getreidesorten mit kürzerem Stroh deutlich höhere Gaben von Stickstoff (NRC, 1993; Becker, 1993). Kurzstrohige Sorten waren den längeren Sorten derart überlegen, daß letztere innerhalb weniger Jahre fast völlig zurückgedrängt wurden – jedenfalls dort, wo der Düngereinsatz möglich und lohnend war.

Viele Funktionen und Wechselwirkungen substitierter Agrarbiodiversität sind uns jedoch nicht bekannt. Das hat zur Folge, daß man weder abschätzen kann, wie gut eine Substitution langfristig ist, noch welche Folgen die Entfernung einer Vielfaltskomponente aus dem System tatsächlich haben wird.

Problemkomplex 3: Technologieentwicklung in der Pflanzenzüchtung

Auf der *Artenebene* lohnt sich Pflanzenzüchtung um so mehr, je größer der Anbauumfang der bearbeiteten Kulturart ist; gleichzeitig wird die Art im Anbau in der Regel um so wettbewerbsfähiger, je intensiver sie züchterisch bearbeitet wird.

Weltweit konzentriert sich daher sowohl die privat als auch die öffentlich finanzierte Pflanzenzüchtung auf relativ wenige Arten. Die Korrelation zwischen der Investition in Züchtungsforschung und dem Anstieg des Ertrages der jeweiligen Art ist positiv und in der Regel eng. Die Produktion des intensiv bearbeiteten Weizens stieg in den Entwicklungsländern von 1963–1986 jährlich um 5%, diejenige von Hirse jedoch nur um 1% (Becker, 1993).

Bio- und Gentechnologie scheinen diesen Trend eher noch zu verstärken. Die Investitionen konzentrieren sich weltweit auf Mais, Reis, Soja und Raps. Andere wichtige Arten wie Weizen, Gerste und Sonnenblumen folgen bereits mit deutlichem Abstand. Es gibt zwar (meist öffentlich finanzierte) Aktivitäten auch bei den wichtigeren „minor crops", aber in sehr viel geringerem Umfang. Viele Arten, die Grundnahrungsmittel besonders in landwirtschaftlich wenig produktiven Regionen sind, werden nahezu nicht bearbeitet und auch nicht systematisch konserviert (Brown et al., 1989).

Auf der *Sortenebene* wird als Hauptgrund für den Verlust genetischer Vielfalt praktisch weltweit der Ersatz lokaler Sorten durch Neuzüchtungen genannt (FAO, 1996b). Zu diesem Schluß kamen mit Ausnahme von Afrika alle Regionalberichte. Die Grüne Revolution trug und trägt demnach zweifelsfrei zum Verlust genetischer Vielfalt bei, auch wenn man nach Wood und Lenne (1997) nicht die einfache Gleichung aufstellen kann: „Grüne Revolution = Verlust von genetischer Vielfalt". Es sind nicht nur die Hochertragssorten aus der ersten oder zweiten Grünen Revolution, die diese Verluste verursachen. Gerade Gebiete, in denen die Sorten der Grünen Revolution den größten Erfolg hatten und haben, sind nach Wood und Lenne (1997) in der Regel landwirtschaftliche Gunststandorte und waren meistens keine Diversitätszentren.

Die Landsorten verschiedener Arten sind oft nur unter schlechteren ökoklimatischen Bedingungen überlegen oder zumindest wettbewerbsfähig. Die meisten diesbezüglichen Untersuchungen ergeben, daß der Ertrag (bzw. das Ertragspotential) neben dem Ernteprodukt aus Sicht der Landwirte das wichtigste Kriterium für die Wahl einer Sorte ist (Heisey und Brennan, 1991). Allerdings fand Brush (1995), daß viele Landwirte ertragreiche Sorten anbauen, ohne die traditionellen Landsorten deshalb vollständig aufzugeben; meist weil sie von besonders hoher Qualität (Proteingehalt, Geschmack) sind.

Trotzdem ist anzunehmen, daß sich der Ersatz alter Sorten durch neue fortsetzen wird. Entscheidend ist, daß der fortwährende Ersatz alter Sorten durch neue nicht zum Verlust der genetischen Vielfalt führen muß, wenn man sich rechtzeitig und nachhaltig um Konservierungsmaßnahmen für die dann zur „genetischen Ressource" gewordenen Genotypen kümmert (Heisey et al., 1997)

Problemkomplex 4: Agrar- und Wirtschaftspolitik

Hinter den unmittelbaren Ursachen für die Veränderung von Agrarbiodiversität (Problemkomplexe 1–3) stehen die in der Einführung zu diesem Abschnitt genannten Ursachen wie

– Witterungsextreme und Klimaschwankungen,
– Ressourcenverknappung und -degradation,
– Umweltverschmutzung,
– Bevölkerungswachstum,
– politische Unruhen und Kriege.

Verschiedene Politikbereiche greifen hier regulierend ein. Agrar- und Wirtschaftspolitik setzen die Rahmenbedingungen für Marktgeschehen und Technologieentwicklung im Agrarsektor. Handlungsfelder sind unter anderem der Schutz geistiger Eigentumsrechte (beispielsweise Sortenschutz, Patentrechte), die Forschungsförderung, die landwirtschaftliche Preispolitik, Subventionierungen, das Lebensmittelrecht oder die Außenhandelspolitik). Der Agrarsektor ist somit ein Wirtschaftsbereich, in den die meisten Staaten der Erde in besonderem Maß regulierend eingreifen. Angesichts der Vielfalt möglicher Instrumente der Agrar- und Wirtschaftspolitik ist es offensichtlich, daß der Einfluß dieser Politikbereiche auf die Agrarbiodiversität sehr komplex ist.

Es scheint in diesem Zusammenhang notwendig zu sein, künftig die agrar- und wirtschaftspolitischen Maßnahmen darauf hin zu prüfen, ob und wie sie

– die Managementintensität in der Landwirtschaft,
– die Vielfalt der züchterisch bearbeiteten Arten,
– die Vielfalt in Erfassung und Handel und
– die Höhe und Verwendung öffentlicher Gelder in der Agrarforschung

beeinflussen.

Allgemein kann festgestellt werden, daß es eine vordringliche Aufgabe der Agrarwissenschaft sein muß, politische Entscheidungsträger darüber zu informieren, welche Einzelmaßnahmen sich potentiell wie auf die Agrarbiodiversität auswirken. Hier besteht in vielen Bereichen originärer Forschungsbedarf, da selbst die *Erfassung* der Agrarbiodiversität erst am Anfang steht.

Das größte Problem ist aber, daß die biologische Vielfalt im Agrarökosystem zumeist kein Ziel des einzelnen Landwirtes und selten ein Ziel der Agrarpolitik ist. Das gilt ganz besonders dort, wo Elemente der Agrarbiodiversität keine (heute) bekannte „Funktion“ haben, oder wo sie nicht zur Steigerung oder Stabilisierung der Agrarproduktion beitragen. Die Erhaltung der aktuellen und latenten Agrarbiodiversität muß zu einem besonderen Politikziel gemacht werden, wie es in der Biodiversitätskonvention für die biologische Vielfalt im allgemeinen gefordert wird.

D 3.4.5 Maßnahmen zur Erhaltung von Agrarbiodiversität

Strategien der Erhaltung agrargenetischer Ressourcen

Die moderne Landwirtschaft hat enorm von der Diversität profitiert, die im Zuge der Landnutzung entstanden ist (Kasten D 3.4-3). Ihr Erfolg hat aber auch wesentlich zum Verlust dieser Vielfalt beigetragen (Miller et al., 1995). Um sich verändernden Umweltbedingungen anpassen zu können und nachhaltige Produktionssteigerungen zu erreichen (Kap E 3.3.4), sind und bleiben landwirtschaftliche Systeme auf biologische Vielfalt angewiesen. Strategien, die die ökologischen Funktionen von Agrarbiodiversität aktiv nutzen, sind mit Vorrang zu verfolgen, da Maßnahmen zur Erhaltung genetischer Ressourcen auch bei optimaler Organisation immer nur Vorsorgecharakter haben können. Wenn die aktuelle Biodiversität nicht erhalten werden kann, muß durch Konservierungsmaßnahmen versucht werden, die biologische Vielfalt von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen zu erhalten.

Nach Frankel (1983) gibt es in der Frage, welche Strategie für die Erhaltung einer Art angebracht ist, zwei Optionen:

1. Einrichtung oder Erhaltung eines Habitats, in welchem die Art überleben kann und sich evolutiv weiterentwickelt, ohne hierin aktiv beeinflußt zu werden. Diese Möglichkeit gibt es für Komponenten von Agrarbiodiversität nur selten. Sie wird in Zukunft weiter eingeschränkt werden (Brush, 1995).
2. Stehen diese Habitate nicht zur Verfügung und sollen die Arten oder Varietäten (Sorten, Rassen) nicht dennoch aussterben, müssen sie in Sammlungen wie z. B. botanischen Gärten, Genbanken übersiedelt werden.

Theoretisch lassen sich daraus folgende Strategien ableiten (Tab. D 3.4-3):

1. *In-situ* -Erhaltung ist bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen ein mehr oder weniger intensiv betreuter Anbau. Es gibt graduelle Unterschiede von „keinem Management“ (z. B. Kernzone eines Nationalparks) über „wenig Management“ bis zu „intensivem Management“ (wenn Konservierung nur bei gleichzeitiger Erhaltung des inzwischen erreichten anthropogen beeinflußten Zustand ist). *In-situ-* bzw. *On-farm-* Erhaltung beziehen sich auf die Erhaltung von genetischen Ressourcen im landwirtschaftlichen oder Gartenanbau wie beispielsweise in traditionellen Hausgärten („Conuco“).
2. *Ex-situ* -Erhaltung findet in Genbanken, botanischen und zoologischen Gärten und Aquarien statt. Für die Erhaltung von Pflanzen stehen zahlreiche Maßnahmen zur Verfügung. Hierzu zählen Samenkollektionen, Feldkollektionen, *In-vitro-* Gewebekulturen, Pollenkonservierung, Protoplastenkultur und Kryokonservierung. Tiere werden in Populationen in Zoos gehalten; Sperma, Eizellen und Embryos können kryokonserviert werden.

Im Hinblick auf die Erhaltungsstrategie unterscheiden sich Kulturpflanzen und Nutztiere auf der einen Seite und der wildlebende Teil der Agrarbiodiversität auf der anderen Seite. Während letztere *in situ* erhalten werden müssen, ist dieser Ansatz bei domestizierten Tieren und Pflanzen nur in Ausnahmefällen möglich, da diese zum Überleben in der Regel auf menschliche Hilfe angewiesen

Kasten D 3.4-3

Das Genpoolkonzept

Die Idee der Genpools wurde von Harlan und de Wet (1971) vorgestellt. Das Konzept teilt Kulturpflanzen und ihre Verwandten und Wildarten in einen primären, sekundären und tertiären Genpool ein. Maß der Verwandtschaft ist die mögliche Kreuzbarkeit der Arten:

- Der *primäre Genpool* enthält alle Vertreter der Kulturpflanzenart.
- Pflanzen des *sekundären Genpools* können mit der betrachteten Kulturpflanzenart gekreuzt werden und ergeben fertile Hybriden; die Pflanzen gehören aber nicht zur betrachteten Kulturpflanzenart.
- Der *tertiäre Genpool* umfaßt Arten, die mit der Kulturart nicht mehr klassisch kreuzbar sind, nur noch mit Hilfe von *In-vitro* -Techniken wie Embryo-Rescue oder Protoplastenfusion.

Durch die Möglichkeit der Übertragung von Genen über Artgrenzen hinweg mit gentechnischen Methoden wird das Genpoolkonzept „aufgeweicht“. Die Kreuzbarkeit der Arten ist nicht mehr ausschließlich das Kriterium dafür, ob ein Gentransfer möglich ist. Callow et al. (1997) diskutieren deshalb, ob die Kreuzbarkeit mit „Kulturarten“ noch ein geeignetes Kriterium ist, eine Art als genetische Ressource zu betrachten, denn die Methoden der Gentechnik erlauben es prinzipiell, jeden Organismus als Quelle wertvoller Gene anzusehen. Das Genpoolkonzept bietet sich dennoch auch weiterhin als Grundlage an, um Sammlungs- und Erhaltungsstrategien für genetische Ressourcen zu konzipieren.

Tabelle D 3.4-3
Vor- und Nachteile von Erhaltungsmaßnahmen.
Quellen: Frankel, 1970; Brush, 1995; Miller et al., 1995; FAO, 1996b; Hammer, 1998

Erhaltungs-maßnahme	Vorteile	Nachteile
In situ	• Interaktion mit anderen Spezies und Organismen möglich • Inter- und intraspezifische Variation können kombiniert werden • Auch für nur vegetativ vermehrbare Arten oder solche mit rekalzitrantem Saatgut (Charakterisierung, Eigentumsrechte)	• Viel Platz zur Erhaltung nötig • Nur eine kleine Anzahl Genotypen ist so zu managen. Kein guter Schutz vor Seuchen, Krankheiten usw. möglich, Verlust möglich • Organisation der Erhaltung über Netzwerk usw. nötig • Zugriff auf das Material ist schwierig
In situ bzw. *On farm*	• Weitere Evolution durch natürliche Evolution und Sortenwahl	• Keine *Status-quo-* Erhaltung, sondern Selektion • Generosion ist möglich
Ex situu		
Samen-Banken	• Saatgut (Akzession) steht immer zur Verfügung • Katalog • Wenig Platz nötig (kleine Samen) • Genetischer Status quo des eingelagerten Saatguts kann bei entsprechender Vermehrungs-strategie erhalten werden. • Es wird immer nur ein beschränkter Ausschnitt der Variabilität gesammelt und erhalten. • Änderung der Populationsstruktur bei der Regeneration zu kleiner Populationsumfänge	• Keine evolutionäre Weiterentwicklung in Abhängigkeit von der umgebenden Umwelt • Probleme bei der Erhaltung recalzitranter und vegetativ vermehrbarer Arten • Viel Platz zur Lagerung nötig (große Samen) • Es wird nicht die ursprüngliche umgebende Flora mitkonserviert • Regeneration braucht Platz und kostet viel Zeit und Geld
Gewebe-Kultur	• Wenig Platz • Gut für vegetativ vermehrbare und rekalzitrante Arten • Krankheitsbefall minimiert	• Hoher technischer Aufwand • Somaklonale Variation • Verwandte Arten werden nicht miterhalten
DNA	• Wenig Platz benötigt • Überall anzuwenden • Zukünftige Methode zur „letzten Rettung“ in Einzelfällen	• Keine Germplasmkonservierungs-Methode *per se*

sind. Ihre dauerhafte Erhaltung ist *in situ*, *on farm* oder *ex situ* möglich (Kosak, 1996). Die *On-farm*-Erhaltung erfolgt meist nur in der „traditionellen" Landwirtschaft, in der sich die Landwirtschaft die durch Diversität im Anbau auszeichnet. In der „modernen" oder „industriellen" Landwirtschaft, die durch genetisch homogene Hochleistungs-Pflanzensorten und Tierrassen jeweils nur einiger weniger Arten charakterisiert ist, muß die Diversität *ex situ* erhalten werden.

Brush (1995) schlägt vor, in isolierten Arealen in den Domestikationszentren, in denen auch weiterhin nur kleinräumige Landwirtschaft möglich ist, systematische *In-situ-* und *On-farm*-Erhaltung als Ergänzung zur *Ex-situ*-Konservierung einzuführen. Dabei handelt es sich nicht um die bloße Konservierung des *status quo*, sondern es wird das Fortwirken evolutionärer Prozesse ermöglicht.

Beispiele für Erhaltungsstrategien bestimmer Kulturpflanzenarten

- *Weizen:* Weltweit werden fast 800.000 Weizen (*Triticum*) Akzessionen *ex situ* erhalten (FAO, 1996b). Bei einem großen Teil der Akzessionen handelt es sich um alte Landsorten. Obwohl sich unter den 800.000 Akzessionen mit Sicherheit Duplikate befinden, macht alleine die Zahl deutlich, daß eine systematische *In-situ-* bzw. *On-farm*-Erhaltung dieser Vielfalt organisatorisch unmöglich wäre. Zwei biologische Eigenschaften prädestinieren den Weizen für eine *Ex-situ*-Erhaltungsstrategie:
  1. Weizen ist ein Selbstbefruchter, d. h. aufwendige Maßnahmen zum Bestäubungsmanagement bzw. zur Parzellenisolation entfallen,
  2. die Muster müssen nur alle 25 Jahre zur Regeneration angebaut werden müssen. Das genügt, um die Keimfähigkeit zu erhalten.
- *Cassava:* Bei Cassava (*Manihot*) handelt es sich um eine vegetativ vermehrbare Art. Weltweit liegen 28.000 Akzessionen in *Ex-situ*-Sammlungen vor, 23% davon als Landrassen bzw. Alte Sorten und 9% als Sorten bzw. Zuchtstämme (FAO, 1996b). Es ist anzunehmen, daß die Kollektionen mehr eine zufällige Auswahl als eine vollständige Sammlung darstellen. Darüber hinaus müssen die Cassavaklone jährlich angebaut werden. Die Erhaltung von Habitaten, in denen eine große Vielfalt von Cassava im Anbau gefunden wird, ist deshalb die beste Erhaltungsstrategie.

Die zwei Beispiele deuten an, wie man vorgehen kann, um für einzelne Arten die jeweils optimale Erhaltungsstrategie zu definieren.

Evaluierung, Prebreeding und Nutzung

Um das in Genbanken oder anderen Sammlungen *ex situ* erhaltene Material sinnvoll nutzen zu können, ist eine Charakterisierung und Evaluierung notwendig: Das heißt, es werden bei der Charakterisierung die Paßportdaten einer Akzession (Herkunft, Bezeichnung, Taxonomie) erfaßt und in der sekundären Evaluierung Daten über Resistenzen, Inhaltsstoffe oder besondere Merkmale erfaßt. Hinweise zur Erfassung der Merkmale geben z. B. die IPGRI-Deskriptorenlisten. Da die Evaluierung des gesamten Materials sehr aufwendig ist, wurden von den Genbanken traditionell bestimmte Ausschnitte der gesamten Sammlung intensiver untersucht. Von Frankel und Brown (1984) wurde dafür das Konzept der „Core-Collection" vorgeschlagen (Kasten D 3.4-4). Bei Anwendung dieses Modell ist es wichtig, daß Akzessionen, welche nicht Teil der Core-Collection sind, nicht vernachlässigt werden. Ihre Berechtigung haben diese oft umfangreichen „Reste", oder großen Kollektionen, immer dann, wenn Eigenschaften (z. B. Resistenzen) in der Core-Collection nicht vorhanden sind. Ein klassisches Beispiel hierfür ist das Screening auf eine Resistenz gegen den „Grassy Stunt Virus" beim Reis am International Rice Research Institute (IRRI) auf den Philippinen: Fand sich unter 30.000 untersuchten Akzessionen (Sorten, alte Landsorten, Wildreis) nur eine einzige Wildreisherkunft (*Oryza nivara*), die die dringend benötigte Resistenz enthielt (Khush und Beachell, 1972). Es gibt einige weitere solche Beispiele (Chang, 1989), die deutlich die Notwendigkeit zur Erhaltung ausreichend großer Sammlungen aufzeigen.

Je weiter sich Hochleistungssorten entwickeln, um so größer ist die Distanz in vielen Eigenschaften zu alten Landsorten und erst recht zu Wildarten. Da man bei Einkreuzungen in Elitematerial nicht nur interessante, sondern auch viele weniger erwünschte Eigenschaften überträgt, wird die Verwendung von Genbankmaterial problematisch, wenn es zu weit vom aktuellen Sortenspektrum entfernt ist. In diesem Fall sind Prebreedingprogramme essentiell. Ein berühmtes Beispiel für erfolgreiches Prebreeding geben Harlan und Martini (1938). Sie stellten fest, daß die 5.000 Gerstenakzessionen, die damals in US-amerikanischen Genbanken lagerten, nicht sehr brauchbar für damalige Züchtungszwecke waren. Sie selektierten deshalb 28 Extremtypen (outstanding accessions) aus den Gerstenhauptanbaugebieten der Welt und verkreuzten diese untereinander. Saatgut der F2-Generation aller Kreuzungen wurde gemischt und als spaltende Population namens *Composite Cross II* weltweit angebaut. Aus der Population wurden etliche überlegene Sorten entwickelt (NRC, 1993). Die Tatsache, daß Genbankmaterial häufig erst durch Prebreeding für die aktuelle Züchtung verfügbar gemacht werden muß, läßt sich allerdings in keiner Weise als Argument gegen das „Arche-Noah-Prinzip" verwenden, wie dies teilweise der Fall ist: Das Beispiel der Grassy-Stunt-Resistenz zeigt dies deutlich.

D 3.4.6 Schlußfolgerungen

In Kap. D 3.4.2 (Funktionen) und Kap. D 3.4.4 (Gefährdung) wird deutlich, daß im Laufe der Agrarentwicklung

Kasten D 3.4-4

Das Prinzip der Core-Collection

Das Konzept der Core-Collection wurde von Frankel et al. (1995) formuliert. Danach sollen in großen Genbanksammlungen „Core-Subsets“ gebildet werden, die die genetische Diversität der Kulturpflanzenarten und ihrer verwandten Wildarten umfassen. Die Basiskollektion dieser Kulturpflanzenart umfaßt dann das Core-Subset und alle anderen zugehörigen Akzessionen.

Für die Erstellung von Core-Subsets werden, um die zeitaufwendige und kostenintensive Evaluierung und Charakterisierung zu minimieren, repräsentative Auszüge aus der gesamten Sammlung einer Art gemacht. (NRC, 1993). Probleme bei der Erstellung liegen in der Definition der angemesssenen Größe. Eine ungefähre Richtlinie sind 10% der gesamten Sammlung (Brown, 1989). Zur Strategie der Zusammensetzung von Core-Subsets gibt es verschiedene Ansätze: Nicht überlappend, nach Herkunft, besonderen Eigenschaften (Resistenz, Inhaltsstoff usw.).

Der Nachteil dieses Ansatzes wird vom NRC (1993) so beschrieben: „Ein Nachteil des Core-Concept ist die Möglichkeit oder die Wahrscheinlichkeit, daß die übrigen Bestandteile der Basiskollektion, die in Reserve gehalten werden, dennoch erodieren und durch Vernachlässigung verschwinden würden.“ Außerdem könnten sie von einigen Entscheidungsträgern als weniger wertvoll und daher im Interesse der Wirtschaft als entbehrlich angesehen werden. Um diesen Nachteil so klein wie möglich zu halten, haben Frankel et al. (1995) betonen, daß diese Reserve ein wichtiger und integraler Bestandteil der Basiskollektion bleiben muß. Dabei haben diese „Reserven“ wenigstens zwei Funktionen:

1 als Alternative, wenn das gesuchte Merkmal sich nicht in der erfaßten Variation des Core-Subsets befindet,
2. als Quelle von Vielfalt für weitere Allele eines schon im Core-Subset befindlichen Gens (NRC, 1993).

alte Sorten immer wieder durch neue verdrängt werden, da diese den Anforderungen besser entsprechen. Durch die inzwischen in Europa und Nordamerika in großen Bereichen erreichte Uniformität der Landwirtschaft ist auch die assoziierte Biodiversität auf Pflanzen- und Tierniveau immer weiter zurückgedrängt worden. Am Beispiel des Grassy Stunt Virus bei Reis ist dargestellt worden, wie schnell eine bestimmte Eigenschaft einer einzelnen Herkunft oder Akzession wichtig und wertvoll werden kann.

Das Vorsorgeprinzip legt nahe, so *viel Material wie möglich zu erhalten.* Es gibt derzeit – außer der Identifizierung von Duplikaten – keine wissenschaftliche Methode, die eine Aussage darüber erlauben würde, auf welche Teile einer Sammlung man mit Sicherheit verzichten kann.

Während in der politischen Diskussion (Gobal Plan of Action der FAO, Leipzig 1996) sowie seitens der Wissenschaft (Brush, 1995) eine verstärkte Aktivität auf dem Gebiet der *In-situ*-Erhaltung gefordert wird, zeigen schon die großen Zahlen in den Sammlungen (Kap. D 3.4.5), daß die *In-situ*-Erhaltung alleine häufig nicht die Haupterhaltungsmaßnahme sein *kann.* Virchow (1999) kommt für pflanzengenetische Ressourcen zu dem Schluß, daß „*In-situ*-Konservierungsprogramme nur eingeschränkt gefördert werden sollten“ und begründet dies mit den relativ hohen Kosten der *In-situ*-Erhaltung.

Bei der Diskussion um die geeignete Erhaltungsstrategie sollten daher (1) die Reproduktionsbiologie der jeweiligen Art, (2) die Zuverlässigkeit der jeweiligen Konservierungsmethode bzw. Institution (einschließlich der Nachhaltigkeit ihrer Finanzierung sowie die Qualität des Zuganges für Nachfrager) zur Grundlage der Entscheidung gemacht werden.

Bei einer Entscheidung zugunsten einer *In-situ*-Konservierung muß beachtet werden, daß der eventuelle Nutzen, den die Erhaltung der genetischen Ressource bringt, nicht ohne weiteres demjenigen zukommt, der in die Erhaltung investiert. Daher müssen gezielte Anreizsysteme für den *In-situ*-Erhalter geschaffen werden. Außerdem müssen gezielte Erhaltungsstrategien sowie Monitoring-Systeme entwickelt werden.

Insgesamt muß aber bedacht werden, daß die Förderung von *In-situ*- oder *On-farm*-Erhaltungsmaßnahmen für genetische Ressourcen, also für latente, aktuell nicht mehr gewünschte Biodiversität, kein Ersatz für vielfältige Landwirtschaft ist. Die Erhaltung oder Schaffung nachhaltiger agrarischer Systeme, die möglichst „viel Biodiversität“ aktiv nutzen, muß den Schwerpunkt der Bemühungen bilden. Zudem sichert aktive Nutzung von Agrarbiodiversität die mutifunktionale Landnutzung (Kap. E 3.3.4) und erleichtert die *In-situ*-Erhaltung der genutzten Komponenten. Entsprechend können ökosystemare Leistungen biologischer Vielfalt in agrarischen Systemen dazu beitragen, Landwirtschaft möglichst umweltgerecht und nachhaltig zu gestalten.

D 3.4.6.1 Forschungsbedarf

Erfassung der Funktionen von Agrarbiodiversität

Externe Inputs in der Landwirtschaft stehen teilweise in Substitutionsbeziehungen zu Biodiversitätsleistungen. Ausgehend von der Überlegung, daß der Schutz der Agrarbiodiversität am besten durch ihre nachhaltige Nutzung gewährleistet werden kann, ergibt sich folgender vordringlicher Forschungsbedarf:

- Die Erfassung des potentiellen und tatsächlichen Beitrages von Agrarbiodiversität zur Produktivität, Stabilität und Nachhaltigkeit von Agrarökosystemen.
- Der gezielte Beitrag oder Einsatz von Biodiversität als „Betriebsmittel“ bedarf der dringenden Untersu-

chung. Dazu gehört in diesem Bereich die Methodenentwicklung zur Erfassung der ökologischen Leistungen von Agrarbiodiversität und zur Erfassung des ökonomischen Wertes von Agrarbiodiversität.

Erfassung und Charakterisierung von Agrarbiodiversität

Die Erfassung der Agrarbiodiversität *on farm* muß weltweit in Angriff genommen bzw. vorangetrieben werden. Vordringlich sollen hierbei domestizierte Pflanzen und Tiere auf Arten und Sortenniveau sowie Mikroorganismen, besonders Bodenbewohner, berücksichtigt werden. Insbesondere sollten auch die Nutzpflanzen einbezogen werden, die nicht zu den „Top 30“ (Kap. D 3.4.2) gehören.

Die systematische Untersuchung und Evaluierung der Bestände an genetischen Ressourcen in *Ex-situ-* Sammlungen ist ebenfalls von grundlegender Bedeutung und bedarf der Förderung. Wichtige Einzelfragen sind:

- Untersuchungen zur genetischen Diversität anhand molekularer- und morphologischer Marker beruhen oft auf weniger als 100 Genloci (bei durchschnittlich ca. 10.000–100.000 Genen in höheren Organismen). Notwendig ist die Untersuchung der genetischen Variation in den Loci, die die agronomisch wichtigen Merkmale steuern.
- Für die Konservierung und Nutzung der Diversität innerhalb der besonders reichgegliederten Kulturpflanzenarten ist die Weiterentwicklung der klassischen morphologisch-systematischen Ansätze unbedingt erforderlich.

Optimierung von Konservierungsstrategien

Der auf der 4. Internationalen Technischen Konferenz der FAO in Leipzig 1996 verabschiedete globale Aktionsplan gibt der *In-situ* -Erhaltung von Agrarbiodiversität den Vorzug vor *Ex-situ-* Maßnahmen. Die Entwicklung optimaler Konservierungsstrategien muß aber artspezifisch erfolgen und erfordert die Berücksichtigung einer Vielzahl von Faktoren. Vordringlich behandelt werden sollten:

- Die Untersuchung der Eignung und Zuverlässigkeit von *In-situ* -Ansätzen zur Erhaltung genetischer Vielfalt unter verschiedenen ökologischen Bedingungen muß vorangetrieben werden.
- Untersuchung von Kosten und Nutzen verschiedener Konservierungsansätze unter Berücksichtigung der Tatsache, daß Agrarbiodiversität zumindest partiell den Charakter eines öffentlichen Gutes hat. Die sollte auch die Analyse der Verteilung von Kosten und Nutzen, sowohl geographisch als auch innerhalb der Gesellschaft umfassen.

Drei Einzelfragen im Bereich „Optimierung von Konservierungsstrategien“ sollten prioritär behandelt werden:

1. Die Entwicklung effizienter Transfermechanismen zur Finanzierung der Erhaltung und zum „benefit sharing“ bei der Nutzung von agrargenetischen Ressourcen.
2. Die Etablierung von handhabbaren, kostengünstigen Reproduktionsmethoden.
3. Die Ermittlung notwendiger Populationsumfänge in *Ex-situ* - und *In-situ* -Erhaltungsansätzen, um genetische Drift weitgehend zu vermeiden.

Analyse der sozialen, ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen.

Der Agrarsektor ist in den meisten Volkswirtschaften hochgradig reguliert. Auch international gibt es bereits einige Regelungswerke, die die Erhaltung und Nutzung von Agrarbiodiversität berühren. Vordringlich zu ermitteln sind:

- Untersuchungen der sozialen und ökonomischen Faktoren, die den Umgang der relevanten Akteure mit der Agrarbiodiversität beeinflussen.
- Analysen der (national und international) bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen für den Schutz und die Nutzung von Agrarbiodiversität und den daraus resultierenden langfristigen Konsequenzen.

Wichtige Teilbereiche sind:

- Die Auswirkung der zunehmenden Konzentration bei den Life-Science-Industrien auf die Agrarbiodiversität. Kann die züchterische Bearbeitung von „minor crops“ zukünftig weiterhin sichergestellt werden?
- Die Frage, inwieweit sich verschiedene Systeme zum Schutz des geistigen Eigentums auf die Verfügbarkeit von genetischen Ressourcen auswirken.
- Die internationalen Regelungswerke (vor allem die Biodiversitätskonvention und die IUPGR der FAO; Kap. I 3), gewährleisten sie einen effektiven Schutz von Agrarbiodiversität? Wie könnten sie verbessert werden?

D 3.4.6.2 Handlungsbedarf

Nachhaltige Nutzung von Agrarbiodiversität als vorrangiges Politikziel

Die immense Bedeutung der Agrarbiodiversität für die Ernährungssicherheit künftiger Generationen, für die Nachhaltigkeit und Stabilität der Agrarökosysteme der Erde sowie als Ausgangsmaterial für Innovationen in Züchtung und Biotechnologie muß einen angemessenen Ausdruck finden, indem ihre Erhaltung und nachhaltige Nutzung als vorrangiges Ziel in allen einschlägigen Politikbereichen formuliert wird (Kap. I 1.2). Dabei muß die aktive Nutzung von Agrarbiodiversität als erste Option für die Erhaltung im Vordergrund stehen und über eine möglichst vielfältige agrarische Produktion umgesetzt werden. Besonderes Augenmerk soll auf die verläßliche, nachhaltige Finanzierung von Nutzungs- und Erhaltungsstrategien gelegt werden. Zeitliche Verzögerungen oder Unterbrechungen können zu *irreversiblen* Verlu-

sten führen, wenn z. B. notwendige Regenerationsmaßnahmen nicht durchgeführt werden können und Akzessionen ihre Keimfähigkeit verlieren oder wenn Ökosysteme zerstört werden, die Habitat für seltene Komponenten von Agrarbiodiversität sind. Die Irreversibilität im Falle von Verlusten unterscheidet den Bereich „biologische Vielfalt“ grundsätzlich von den meisten anderen Umweltproblemen und bedarf der besonderen Berücksichtigung bei den Maßnahmen. Frühwarnsystemen, wie sie das CGRFA (Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture) für pflanzengenetische Ressourcen einführen will, kommt hier eine besondere Bedeutung zu.

Die Leistungen sowie die große Bedrohung der Vielfalt in den agrarischen Systemen der Erde muß zum zentralen Aspekt in den praktischen und akademischen Ausbildungsgängen werden. Im akademischen Bereich besteht insbesondere Bedarf an qualitativ hochwertiger Ausbildung in Taxonomie und Agrarökologie und Genetik.

Erhaltung von Agrarbiodiversität

Weltweit gilt die Erhaltung eines erheblichen Teils der *Ex-situ-* Sammlungen als gefährdet. Daraus ergibt sich als vordringliche Aufgabe die Sicherung und finanzielle Unterstützung schon bestehender Sammlungen. Insbesondere muß die Durchführung regelmäßiger Regenerationsmaßnahmen ermöglicht werden.

In die Förderung einbezogen werden sollen Sammlungen, die verschiedene nicht staatliche Organisationen aufgebaut haben (z. B. community genebanks in Entwicklungsländern, Sammlungen von NRO in Industrie- und Entwicklungsländern), dazu zählen auch die Genbanken an den Forschungszentren der CGIAR (Consultative Group of International Agricultural Research). Die Sammlungen sollten aus Effizienz und Kooperationsgründen in einem globalen Netzwerk zusammengeschlossen werden. Die bestehenden Sammlungen müssen nach dem Vorsorgeprinzip ergänzt werden. Vordringlich ist die Vervollständigung der Sammlungen in den Diversitätszentren der jeweiligen Arten. Die Erstellung einer Roten Liste für gefährdete Kulturpflanzenarten als Grundlage für die Schaffung entsprechender Erhaltungsmaßnahmen und ihrer Finanzierung soll angestrebt werden. Die Erhaltung gefährdeter Haustierarten und -rassen muß ein weiterer Schwerpunkt der Bemühungen um Agrarbiodiversität werden.

Da in vielen Fällen *Insitu-* bzw. *On-farm* -Konservierung die einzige Möglichkeit ist, dem Totalverlust bestimmter Komponenten der Agrarbiodiversität vorzubeugen, müssen diese Maßnahmen unterstützt werden. Aufgrund ihrer dezentralen Verteilung kommt es besonders auf die Umsetzung des politischen Willens an. In vielen Fällen ist es notwendig, lokal organisierte *In-situ-* bzw. *On-farm* -Erhaltung und -Nutzung von Agrarbiodiversität *nicht zu stören.* In der Vergangenheit ist dies durch restriktive Vorschriften zum Saatgutverkehr oder durch eine einseitig auf „Modernisierung“ ausgerichtete Agrarberatung häufig geschehen.

Im Bereich der Nutzbarmachung von Agrarbiodiversität ist die Finanzierung der sekundären Evaluierung von genetischen Ressourcen oder die Charakterisierung aktuell genutzter Agrarbiodiversität vordringlich. Insbesondere die Untersuchung von Resistenzen und spezifischen Qualitätsmerkmalen bedarf der Beachtung.

Um wertvolle Gene aus genetischen Ressourcen in Elitematerial einzubringen und dessen genetische Basis zu erweitern, ist neben grundlegender Evaluierungsarbeit auch ein umfangreiches, öffentlich finanziertes Prebreeding (womöglich mit Genbankanbindung) nötig.

Vielfalt der Landschaften und Ökosysteme E

Natur- und Kulturlandschaften

E 1

E 1.1
Räumliche und funktionale Untergliederung von Landschaften

Ökosysteme, also Wirkungsgefüge von Organismengesellschaften und unbelebter Umwelt (Kap. D 2.3), lassen sich als dreidimensionale Naturräume (Leser, 1997) unterschiedlichen Aggregationsniveaus beschreiben, deren Grenzen durch den Menschen definiert werden und nicht – wie bei den Organismen – scharf bestimmbar sind. Sie reichen von Ökotopen über Ökotopengefüge (Landschaften) und Ökoregionen (Biome) bis hin zu Kontinenten, dem Ozean und dem Globus. Wie Organismen verfügen sie über Strukturen sowie über Fähigkeiten zur Reproduktion und Mutabilität (Kap. D 2).

Landschaften werden hier als Ökosysteme auf höherer Aggregationsstufe betrachtet, d. h. als Mosaik oder Gefüge verschiedener Ökotope, die unterschiedliche Größen, Strukturen, Funktionen und Anordnungen haben können. Landschaften lassen sich grob als räumlich abgrenzbare, weitgehend voneinander unabhängige Einheiten auffassen, sind aber immer über die Atmo-, Bio- und Hydrosphäre miteinander verbunden. Eine scharfe Abgrenzung ist hier nicht möglich, da längerfristig auch scheinbar unbedeutende mittelbare Interaktionen zwischen den Einheiten zu einschneidenden Veränderungen führen können.

Ökosysteme mit ihren vielfältigen Organismengesellschaften aus Pflanzen, Tieren, Pilzen und Bakterien (Kasten E 1.1-1) sind in einem Anpassungsprozeß unter dem Einfluß klimatischer, geochemischer und biologischer Gegebenheiten eines jeweiligen Standorts entstanden (Abb. E 1.1-1). Umgekehrt verändern die Organismengesellschaften jedoch auch ihre Umwelt. Betrachtet man die Mannigfaltigkeit der weltweiten Standortbedingungen, d. h. die klimatische und geogene Vielfalt, so verwundert es nicht, daß sich eine Vielzahl von Ökosystemtypen ausweisen läßt, innerhalb derer sich charakteristische Organismengesellschaften gebildet haben.

Ein Beispiel für eine solche größflächige, globale Typisierung ist die Einteilung in Biome, wie sie beispielsweise von Prentice und Kaplan (1999) vorgenommen wurde (Abb. F 2.1-1). Hierbei handelt es sich um eine Gruppierung terrestrischer Ökosysteme nach den jeweils dominanten Pflanzentypen, die auf der alten Beobachtung beruht, daß es eine große Übereinstimmung

Abbildung E 1.1-1
Struktur und Funktion von Standortfaktoren, die natürliche Ökosysteme prägen.
Quelle: WBGU

Kasten E 1.1-1

Organismen

Organismen sind durch vier Eigenschaften gekennzeichnet. Sie weisen eine spezifische Struktur auf, d. h. sie haben äußere Begrenzungen, die sie von der Außenwelt deutlich abheben. Sie verfügen über einen Stoffwechsel, der Energie und Nährstoffe für die Aufrechterhaltung der Lebensfunktionen bereitstellt. Sie können sich reproduzieren, d. h. sie sind in der Lage, durch Teilung oder die Erzeugung von Nachwuchs dafür zu sorgen, daß alternde oder absterbende Organismen durch jüngere und vitalere ersetzt werden. Weiter sind Organismen durch Mutabilität (Veränderung der genetischen Information) in der Lage, sich wandelnden Umweltbedingungen anzupassen (Kap. D 2). Höhere Organismen sind darüber hinaus lernfähig. Durch neuronal gespeicherte individuelle Informationen verfügen sie über einen weiteren sehr effektiven Mechanismus der Anpassung.

Zur Aufrechterhaltung ihrer Strukturen und Lebensfunktionen müssen Organismen permanent verwertbare Energie in Form von Strahlung oder chemisch gebundener Energie sowie Nährstoffe zugeführt werden. Ausscheidungsprodukte von Organismen, die als Abwärme und Abfälle in die Umwelt abgegeben werden, sind von derselben Spezies nicht weiter zu verwerten. Bei Organismen handelt es sich somit um „Durchsatzsysteme“, deren Existenz nur durch die fortwährende Zufuhr verwertbarer Energie und Stoffe von außen sichergestellt ist.

in der räumlichen Verteilung der Pflanzen und Klimate gibt. Das Ergebnis ist eine hochaggregierte Einteilung in 28 Biome, die geeignet ist, die unterschiedliche Heterogenität bzw. Homogenität der globalen Verteilung von Ökosystemen darzustellen.

Diese Ökosysteme werden intern durch variierende geologische, bodenkundliche und orographische Standortfaktoren sowie den Eingriff des Menschen stark modifiziert. Welches Aggregationsniveau jeweils herangezogen wird, ist durch die Fragestellung bestimmt. Fragen zu globalen biogeochemischen Kreisläufen werden beispielsweise auf der Biomebene behandelt, während Untersuchungen zur ß-Diversität von Pflanzen (Änderung der Artenzahl in einem Habitat) auf der Ebene von Ökotopen durchgeführt werden. In Deutschland wurden z. B. für die Fragen des Biotopschutzes und der Flächenplanung 509 Biotoptypen ausgewiesen (UBA, 1997a), während die obengenannte globale Einteilung nach Prentice und Kaplan für Deutschland nur wenige Biome benennt.

Die Betrachtung von Landschaften als räumliche oder funktionale Einheiten läßt sich auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen durchführen. Nachfolgend werden landschaftsbildende Elemente in ihrer hierarchischen Organisationsform kurz dargestellt.

E 1.2
Von der Natur- zur Kulturlandschaft

In die natürliche landschaftliche Vielfalt hat der Mensch über Jahrtausende zunehmend stärker eingegriffen und dabei seinen Lebensraum zufällig verändert oder bewußt umgestaltet. In den letzten Dekaden hat sich der Mensch zu einem Umweltfaktor entwickelt, der den biotischen und stofflichen Austausch zwischen den Ökotopen, Landschaften, Biomen und Kontinenten in bisher unbekannter Weise beschleunigt. Dadurch treten große Veränderungen der biologischen Vielfalt auf Arten-, Populations- und Ökosystemniveau ein, die schwer zu quantifizieren und deren Folgen nicht sicher abschätzbar sind (WBGU, 1998a).

Ökologisch betrachtet ist der Mensch ein äußerst wettbewerbsstarker, heterotropher Konsument. Mit Hilfe seiner intellektuellen Fähigkeiten hat er seine biologischen Eigenschaften in erheblichem Umfang weiterentwickelt und kulturell bereichert. Als vernunftbegabtem Wesen ist es ihm möglich, Ereignisse vorherzusehen und seine Umwelt zu gestalten. Mit diesen im Verlauf der biologischen Evolution hervorgebrachten menschlichen Fähigkeiten ist die „Kultur“ als eine neue Wirkungsgröße in der Biosphäre aufgetaucht. Seither hat die kulturelle Evolution die biologische Evolution begleitet und bisweilen überprägt, aber keinesfalls ausgeschaltet oder ersetzt. Die kulturelle Evolution läßt sich aus dem Bedürfnis der Menschen ableiten, sich von den Zwängen zu befreien, die die Natur ihm auferlegte. Betrachtet man die Entwicklung der kulturellen Evolution, so lassen sich in grober Einteilung fünf Stadien unterscheiden, die in unterschiedlicher Ausprägung und zeitlicher Abfolge in allen menschlichen Lebensräumen erkennbar sind:

1. Jäger- und Sammlerstadium,
2. Stadium der landwirtschaftlichen und forstlichen Landnutzung,
3. Stadium der Stadtkulturen,
4. Industrie- und Hochenergiestadium,
5. Informations- und Kommunikationsstadium.

Diese fünf Stadien sind in unterschiedlichen Zeiten entstanden und prägen die nach ihnen benannten Zeitabschnitte, sie haben aber einander nicht vollständig abgelöst. Vielmehr findet man sie nebeneinander oder miteinander verknüpft in unterschiedlicher Ausprägung vor, und alle wirken sich vereint auf die biologische Vielfalt von Ökosystemen aus. Noch heute wird gejagt und gesammelt, wenn auch mit anderen Geräten und Techniken. Ebenso treten Land- und Forstwirtschaft neben Industrie und Informationstechnologien auf. Die natürliche Umwelt des Menschen wurde während dieser Entwicklung weitgehend in eine Kulturlandschaft verwandelt. Selbstorganisation, Reproduktion und Evolution

wurden dabei in unterschiedlichem Maß durch die gezielte Steuerung und Kontrolle des Menschen ersetzt. Häufig wurden dabei die vorhandenen Strukturen und internen Kreisläufe zerstört und entkoppelt. Von Menschen gestaltete Ökosysteme gleichen daher oft den Durchsatzsystemen, wie sie bei Organismen auftreten. Es genügte den Menschen nicht, ihre Bedürfnisse und Wünsche allein der natürlichen Produktivität und Nutzbarkeit ihres Lebensraumes anzupassen. Um den naturgegebenen Zwängen zu entgehen, entwickelten sie Sammlungs-, Konzentrierungs-, Verstärkungs- und Verteilungsprozesse und schufen die dazugehörenden Systeme. Die Perfektionierung von Jagd- und Fangmethoden, die Haltung und Pflege gleichartiger Tierbestände (Haustiere) hoher Nutzbarkeit, der Anbau hochertragreicher Pflanzen zur Nährstoff- oder Rohstoffgewinnung, der Eingriff in den Wasserhaushalt zur Wasserversorgung, Bewässerung, Fischzucht oder zum Hochwasserschutz sowie die Gewinnung von Energie aus der Sammlung nachwachsender Biomassen (Holz, Torf) sind Beispiele solcher Eingriffe in die Ökosphäre. Durch Rückgriffe auf fossile Energieträger und Rohstoffe sowie durch die mit Bevölkerungswachstum und -verdichtung in Ballungsgebieten verbundenen raum-zeitliche Trennung der Stoffumsatzprozesse wurden diese Eingriffe in den letzten zwei Jahrhunderten enorm gesteigert. Dabei entstanden Ökosysteme, die unterschiedlich vom Menschen beeinflußt werden (Tab. E 1.2-1). Hier wird ein erweiterter Ökosystembegriff zugrundegelegt, der auch die sich nicht selbst erhaltenden oder selbst regelnden Ökosysteme einschließt. Will man Landschaften in ihren funktionalen Zusammenhängen betrachten, so erscheint es folgerichtig, die Verkopplung von natürlichen, anthropogen beeinflußten und technischen Ökosystemen zu erfassen.

Ökosysteme treten nicht vollständig getrennt voneinander auf, sondern durchdringen sich in Raum und Zeit mit unterschiedlicher Intensität und prägen auf diese Weise das Erscheinungsbild der jeweiligen Kulturlandschaften (Kap. E 3.9). Bei weiter zunehmender Zahl und zunehmenden Ansprüchen der Menschen werden sich die Kulturlandschaften weiter zu Lasten der noch bestehenden Naturlandschaften ausdehnen. Soll dies in tolerierbarem Umfang erfolgen, müssen für die Kulturlandschaften nachhaltige Nutzungsformen entwickelt werden (Kap. E 3.3).

Die Wechselwirkungen, die in unterschiedlicher Weise zwischen den biologisch und technisch geprägten Ökosystemen in Landschaften bestehen, sind für das Verständnis ihrer Strukturen und Funktionen von großer Bedeutung. Die Nichtberücksichtigung dieser Abhängigkeiten kann zu gravierenden Fehlern bei einer nachhaltigen Entwicklung von Landschaften führen und die dafür erforderlichen Maßnahmen maßgeblich erschweren. Insbesondere sind es die Einflüsse der ständig wachsenden anthropogenen Ökosysteme, die dringend einer weitergehenden Analyse bedürfen, da von ihnen der größte Teil der Emissionen ausgeht und die Entkopplung der Stoffkreisläufe maßgeblich beeinflußt wird.

E 1.3
Anthropogene Beeinflussung der Biosphäre auf der Landschaftsebene – Fallbeispiele

Zur Illustration der vom Menschen verursachten biologischen Veränderungen wurden aus der Vielzahl der existierenden Ökosysteme (Abb. F 2.1-1) vier Beispiele aus dem terrestrischen und aquatischen Bereich ausgewählt, die zum einen verschiedene Standortfaktoren (Abb. E 1.1-1) und zum anderen eine unterschiedliche Nutzungsdauer sowie -intensität aufweisen. *Mitteleuropa* (Kap. E 2.1) dient als Beispiel für eine alte Kulturlandschaft mit wechselnder Nutzungsgeschichte unter temperaten, für die Landschaftsentwicklung günstigen Klimabedingungen. Industrielle Entwicklung und hohe Bevölkerungsdichten haben dazu geführt, daß der mitteleuropäische Raum weitgehend durch den Menschen geprägt wird und die Naturlandschaft einer intensiv genutzten Kulturlandschaft gewichen ist, deren biologische Vielfalt nach einem vom Menschen verursachten Anstieg heute stark rückläufig ist. In weiten Bereichen durch die letzte Eiszeit geprägt, verfügt Mitteleuropa über nährstoffreiche Böden und ist aufgrund kleinräumlich wechselnder geogener Ausgangssituation mit einer hohen landschaftlichen Diversität ausgestattet. Im Gegensatz zur verhältnismäßig hohen landschaftlichen Diversität ist die natürliche biologische Vielfalt eher gering.

Amazonien , das größte tropische Regenwaldgebiet der Erde, gibt ein Beispiel für eine alte Naturlandschaft auf weitgehend nährstoffarmen Böden, aber mit einer sehr hohen Artenvielfalt (Kap. E 2.2). Nach Jahrtausenden lediglich marginaler Beeinflussung durch den Menschen erfährt diese Region in den letzten Jahrzehnten eine revolutionäre Wandlung. Das ehemals weitgehend geschlossene Primärwaldgebiet ist durch Einwanderung, Bevölkerungsdruck sowie Erschließungsmaßnahmen, die nur zu einem geringen Teil staatlich geregelt sind, in seinem Bestand bedroht. Die rasante Zerstörung der noch in weiten Teilen unerforschten fragilen Ökosysteme hält unvermindert an.

Als drittgrößter Binnensee der Welt repräsentiert der *Viktoriasee* ein isoliertes, artenreiches limnisches Ökosystem, das jahrhundertelang nur äußerst extensiv genutzt wurde. In den letzten Jahrzehnten erfährt dieser See einen drastischen Wandel durch anthropogene Eingriffe (Kap. E 2.3). Er dient als Beispiel dafür, wie Nährstoffstatus und Artenvielfalt innerhalb sehr kurzer Zeit durch Intensivierung der Landnutzung und Einbringung fremder Arten verändert bzw. zerstört werden können.

Die *Javasee* als warmes tropisches Flachmeer stellt ein für Schelfgebiete typisches, überaus artenreiches

Tabelle E 1.2-1
Die wichtigsten Ökosystemtypen geordnet nach zunehmender menschlicher Beeinflussung.
Quelle: Haber, 1993 in Anlehnung an SRU, 1987

A. Biologisch geprägte Ökosysteme	Überwiegend aus natürlichen Bestandteilen zusammengesetzte und durch biologische Vorgänge gekennzeichnete Ökosysteme: *1. Natürliche Ökosysteme* Vom Menschen nicht oder kaum beeinflußt, selbstregelungsfähig. Beispiel: Tropischer Regenwald, Meer, Flüsse, Seen. *2. Naturnahe Ökosysteme* Vom Menschen zwar beeinflußt, doch Typ 1 ähnlich; ändern sich bei Aufhören des Einflusses kaum, selbstregelungsfähig. Beispiele: Viele mitteleuropäische Laubwälder, Hochmoore, Flachmeere, Flüsse, Seen. *3. Halbnatürliche Ökosysteme* Durch menschliche Nutzungen aus Typ 1 oder 2 hervorgegangen, aber nicht bewußt geschaffen; ändern sich bei Aufhören der Nutzung. begrenzt selbstregelungsfähig; Pflege erforderlich. Beispiele: Heiden, Trockenrasen, Streuwiesen, Niederwälder, Stauseen, Teiche, Kanäle und kanalisierte Flüsse.
Grenze zwischen naturbetonten und anthropogenen Ökosystemen	*4. Agrar- und Forstökosysteme, Aquakultur* Vom Menschen bewußt für Erzeugung biologischer Nahrungs- und Rohstoffe geschaffene „Nutzökosysteme“ aus Nutzpflanzen und -tieren; völlig von menschlicher Pflege abhängig; Selbstregelung unerwünscht; Funktionen werden von außen gesteuert. Beispiele: Felder, Forste, Weinberge, Plantagen, Wiesen, Weiden, Fischteiche, Aquakulturen.
B. Technisch geprägte Ökosysteme	*5. Technische Ökosysteme* Vom Menschen bewußt für kulturell-zivilisatorisch-technische Aktivitäten geschaffen; nicht selbstregelungsfähig, sondern völlig von Außensteuerung (mit hoher Energie- und Stoffzufuhr) und von umgebenden und sie durchdringenden biologisch geprägten Ökosystemen (Typ A) abhängig. Gekennzeichnet durch: - Bautechnische, Gebrauchs- und Verbrauchsobjekte, - Gewinnungs-, Herstellungs- und Verwendungsprozesse, - Emissionen, - Rauminanspruchnahme. Beispiele: Dörfer, Städte, Industriegebiete

Ökosystem dar, das aufgrund seiner hohen Produktivität und der großen Bevölkerungsdichte der umgebenden Küstenregionen einem hohen Nutzungsdruck ausgesetzt ist (Kap. E 2.4). Tourismus, ungeregelte und unangepaßte Nutzung der Fischbestände und Korallenriffe sowie die Intensivierung der Landnutzung, der Aquakulturen und der fortschreitenden Urbanisierung im Küstenbereich gefährden diesen Lebensraum.

Entwicklung von Landschaften unter menschlichem Einfluß

E 2

E 2.1
Entwicklung der Kulturlandschaft in Mitteleuropa

Über Deutschland hat sich ein stabiles Hoch ausgebildet. Der Wetterbericht im Fernsehen sagt warme und sonnige Spätsommertage voraus, den Zuschauern wird ein erholsames Wochenende gewünscht. Zur Untermalung werden Bilder der blühenden Heide am Wilseder Berg mit weidenden Schafherden gezeigt. Am folgenden Tag setzen sich viele Menschen in den Ballungsgebieten um Hamburg, Bremen, Hannover und sogar im Ruhrgebiet in ihre Autos, um nach 1- bis 3stündiger Fahrt über die Autobahnen das „Naturschauspiel“ der Heideblüte in Deutschlands ältestem Naturschutzgebiet zu erleben. Bei der anschließenden Wanderung auf sandigen Wegen zwischen blühendem Heidekraut und dunkelgrünen Wacholderbüschen ist nur wenigen bewußt, daß es sich bei der unter Schutz gestellten Landschaft nicht um eine Naturlandschaft handelt, sondern um die Reste einer noch vor 150–200 Jahren in Nordwesteuropa weit verbreiteten Kulturlandschaft, die aufgrund einer Jahrhunderte bis Jahrtausende währenden Wirtschaftsweise – der Heidebauernwirtschaft – entstanden war. Kern dieser Wirtschaft auf den nährstoffarmen Böden der eiszeitlichen Ablagerungen war es, die im Humus angereicherten Nährstoffe auf großen Flächen abzutragen, um sie nach der Nutzung als Einstreu im Viehstall auf den kleinen hofnahen Ackerflächen zur Düngung auszubringen. Auf diese Weise war es möglich, langfristig einen Subsistenzackerbau auf armen Böden zu betreiben. Dies ging allerdings zu Lasten der im Vergleich zu den Ackerflächen um 10–30mal größeren Entnahmeflächen, die an Nährstoffen verarmten und versauerten, so daß dort schließlich nur noch die anspruchslose *Calluna*-Heide und einige Wacholderbüsche wuchsen. Die Heide war die Weidegrundlage für die Heidschnucken und Bienen, welche die Hauptprodukte dieser Wirtschaft lieferten: Wolle, Fleisch, Honig und Wachs. Diese durch den Menschen geschaffenen Landschaftsformen, die weite Teile Europas einnahmen, verschwanden, nachdem Honig durch Rübenzucker, Wachs durch petrochemische Produkte ersetzt und feinere importierte Wolle die grobe Schnukkenwolle verdrängte.

Mit diesem Beispiel soll auf verschiedene Aspekte hingewiesen werden. Zum einen wird sichtbar, daß der Mensch in der Lage ist, Landschaften tiefgreifend zu verändern und dies nicht erst in jüngster Zeit. Zum anderen zeigt sich, daß nutzungsbedingte Landschaftsformen und die sie prägenden Organismengesellschaften nur dann erhalten werden können, wenn die Nutzung, die sie entstehen ließ, auch weiter aufrechterhalten wird. Aber nicht nur die Nutzung muß fortgesetzt werden, auch die klimatischen Randbedingungen müssen weiter bestehen. So muß für den Erhalt dieser Standorte auch die Eutrophierung durch Stickstoffdepositionen vermieden werden, an denen auch die anreisenden Besucher mit ihren Autos beteiligt sind. Landschaften und ihre Organismengesellschaften erweisen sich somit als reaktive Ökosysteme, die sich wechselnden Umweltbedingungen rasch anpassen können. In diesem Geschehen stellte der Mensch seit Jahrtausenden eine prägende Größe dar.

E 2.1.1
Ausgangssituation

Am Ende des Tertiärs, d. h. vor etwa 2,5 Mio. Jahren, hatte sich in weiten Teilen Europas eine außerordentlich artenreiche, warmgemäßigte Gehölzflora entwickelt, die aus einer Vielzahl sommergrüner Laub- und zahlreichen Nadelhölzern bestand. Im Mittelmeergebiet wuchsen Hartlaubgewächse und in den neugebildeten Hochgebirgen hatte sich eine alpine Flora gebildet. Für die Tierwelt des Tertiärs ist vor allem die Entfaltung der Säugetiere zu nennen, darunter auch das Auftreten von Vorfahren der Menschen. Mit der Eiszeit, dem Pleistozän, vor 2,3–2,5 Mio. Jahren und dem damit verbundenen Temperaturrückgang traten für die Pflanzen- und Tiergesellschaften einschneidende Veränderungen ein. In mehreren zyklisch verlaufenden Kalt- und Warmzeiten (Glaziale und Interglaziale) vollzog sich ein lang anhaltender Anpassungsprozeß der Biosphäre.

Während der Kaltphasen kam es zu großflächigen Vergletscherungen besonders in Skandinavien und auf den britischen Inseln. Die von West nach Ost verlaufenden, jungen Hochgebirge (Pyrenäen, Alpen, Karpaten) trugen mächtige Gletscher und bildeten im Süden zeitweise unüberwindbare Hindernisse, die der Wanderung von Pflanzen und Tieren im Wege waren und nach dem Abschmelzen des Eises die Rückwanderung aus den südlich oder südöstlich gelegenen Refugien erschwerten.

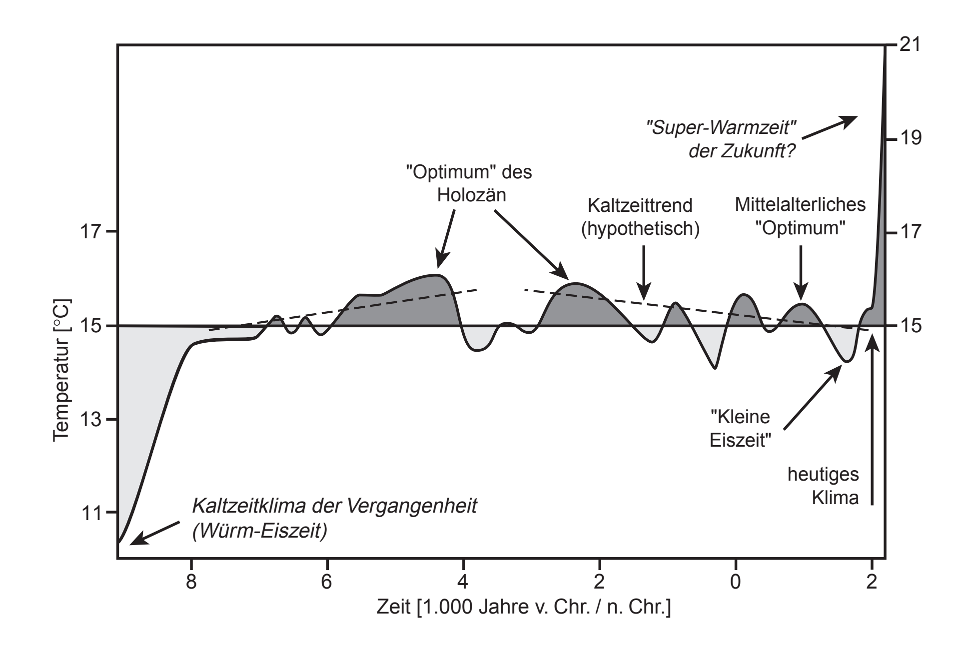


Abbildung E 2.1-1
Temperaturschwankungen der bodennahen Lufttemperatur im Holozän mit Kalt-/Warmzeit-Übergang (vor ca. 11.000 Jahren) und prognostizierter Erwärmung (anthropogene Intensivierung des „Treibhauseffekts“).
Quelle: WBGU, verändert nach Enquête-Kommission, 1990; IPCC, 1992; Schönwiese, 1992a

Die Vielfalt der Baumarten des Tertiärs wurde dabei stark eingeschränkt. Wenige Arten überdauerten in sehr kleinen, isolierten Populationen. Von diesen Refugien erfolgte die Rückwanderung der genetisch verarmten Organismen. Wie die Vegetation, so war auch die Tierwelt von dem tiefgreifenden Wandel betroffen. Die Kaltzeiten waren von Steppen- und Tundrenfaunen geprägt. Mammut, Steppenelefant, Wollnashorn, Moschusochse, Steppenwisent, Pferd, Riesenhirsch und Rentier waren die charakteristischen Vertreter dieser Tiergesellschaften. In den Warmzeiten waren Waldfaunen vorherrschend mit Waldelefant, Auerochse, Wasserbüffel, Rothirsch, Reh und Wildschwein.

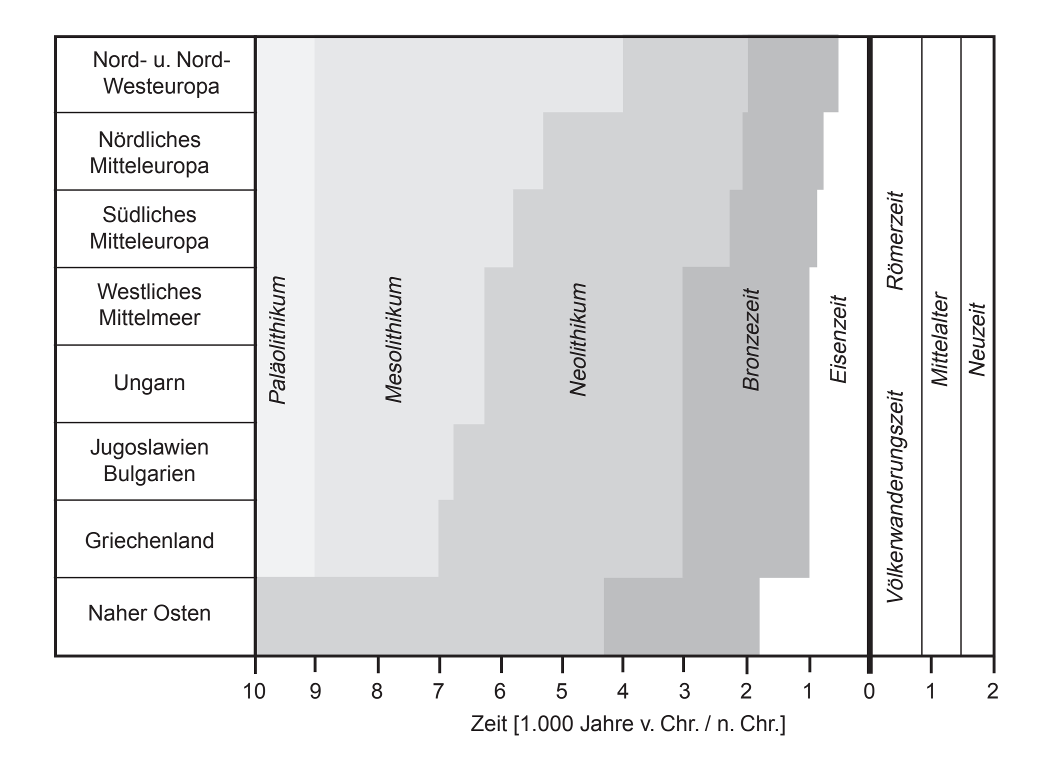
Vor 30.000–40.000 Jahren erreichte der moderne Mensch (*Homo sapiens sapiens*), wahrscheinlich von Osten kommend, Europa. Die auf dem Kulturstadium der Jäger und Sammler der Altsteinzeit stehenden Menschen traten nur in sehr kleinen Gruppen auf und hatten zunächst wohl noch keinen merklichen Einfluß auf die Vegetation und die Tiergesellschaften. Zu Beginn des Spätglazials der Weichseleiszeit vor 15.000 Jahren lagen große Teile Skandinaviens und der britischen Inseln unter gewaltigen Eismassen, denen Tundren, Steppentundren und Steppen vorgelagert waren. Mitteleuropa war fast entwaldet. Am Ende des Spätglazials, vor mehr als 11.000 Jahren, wurden in weiten Teilen die Steppen und Steppentundren von einem Birken-Kiefern-Wald abgelöst. Nach einigen klimatischen Rückschlägen setzte vor 11.000 Jahren eine bleibende Erwärmung ein, die heutige Warmzeit, das Holozän, begann. Abb. E 2.1-1 macht deutlich, daß es im Verlauf des Holozäns zu erheblichen Temperaturschwankungen kam, die sich maßgeblich auf Verbreitung und Struktur der Ökosysteme auswirkten.

Mit der zunehmenden Erwärmung während des holozänen Klimaoptimums breiteten sich über große Teile Europas sommergrüne Laubgehölze über ihre heutigen Verbreitungsgebiete nordwärts aus. Es handelte sich um Hasel und Ulme, gefolgt von Eichen, Linden und Ahorn. In den Auen wuchsen Erle und Esche. Von Südosteuropa wanderten Buchen und Tannen ein, die in der 2. Hälfte des Holozäns die beherrschenden Baumarten wurden. Sehr spät trat von Südosten kommend auch die Hainbuche auf. Lärche und Fichte besetzten Gebirgsstandorte. Letztere drang über Rußland bis nach Skandinavien vor. Die Ausbreitung der Baumarten führte in den verschiedenen Landschaften zu charakteristisch und häufig zeitverschobenen Ausprägungen von Waldökosystemen (Pott, 1993; Lang, 1994). Ihre Modifikation durch die gleichzeitig ablaufende Veränderung der Standortbedingungen hat z. B. Ulrich (1996) herausgestellt.

Nicht nur die Wälder, auch die Moore erfuhren im Verlauf des Holozäns weitgehende Veränderungen. Beim Abschmelzen des Eises bildeten sich im Norden und im Umkreis der südlichen Gebirge zahlreiche Seen. Anfänglich nährstoff- und artenarm, entwickelte sich eine Wasservegetation, die teilweise zur Verlandung der flachen Gewässer führte. Es bildeten sich Nieder- und Bruchmoore. In staunassen Mulden entstanden Versumpfungsmoore mit Seggen und Braunmoosen. Ombrogene, d. h. vom Niederschlag abhängige Hochmoore mit Torfmoosen (*Sphagnum* sp.), entstanden erst im mittleren Holozän und sind an bestimmte klimatische Regionen gebunden. Ihre Ausdehnung wurde bereits deutlich vom Menschen beeinflußt (Moore, 1975; O'Connel, 1990).

Der Mensch lebte noch über zehntausende von Jahren als Jäger und Sammler. Die Bevölkerungszahl war sehr gering und betrug für Europa schätzungsweise 10.000–100.000 Menschen.

Abbildung E 2.1-2
Zeitversetzte Entwicklung der Kulturphasen während des Holozäns in Europa und im Mittelmeerraum.
Quelle: WBGU, 1999a



E 2.1.2
Einfluß des Menschen

Während des Holozäns nimmt der Einfluß des Menschen auf die Ökosysteme zu. In der ersten Hälfte breiteten sich bäuerliche Nutzungsformen, die durch Seßhaftigkeit, Ackerbau und Tierhaltung gekennzeichnet sind, von Kleinasien und Südeuropa allmählich über den ganzen Kontinent aus (Abb. E 2.1-2) Mit der „neolithischen Revolution“ begann die Landnahme in Form von Waldrodungen, Weidewirtschaft und Ackerbau.

Die Landnahme wies eine charakteristische Abfolge auf. Während der Rodungsphase gingen zuerst die Ulmen, Linden und Eschen zurück, Gras- und Getreideflächen nahmen zu. Während der Ackerbauphase setzte sich der Rückgang der Linden, Eschen und Eichen weiter fort, während Weiden, Pappeln und Birken zunahmen, was auf Brandrodung schließen läßt. Nach einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten wurden die Siedlungen aufgegeben. Es folgte eine Regenerationsphase, wobei sich die Ausgangssituation wieder einstellte.

Als Getreidearten wurden im mitteleuropäischen Neolithikum hauptsächlich Emmer (*Triticum dicoccum*) und Einkorn (*Triticum monococcum*), später auch Nacktweizen (*Triticum aestivum/durum*) angebaut, seltener dagegen Gerste (*Hordeum vulgare*). Nur im nördlichen Alpenvorland und im östlichen Mitteleuropa erfolgte der Anbau von Rispenhirse (*Panicum miliaceum*) und Kolbenhirse (*Setaria italica*). Andere verbreitete Kulturpflanzen dieser Zeit waren die Hülsenfrüchte Erbse (*Pisum sativum*) und Linse (*Lens culinaris*) sowie die Ölpflanzen Lein/Flachs (*Linum usitatissimum*) und Schlafmohn (*Papaver somniferum*). Mit dem Beginn der Bronzezeit kam als Getreide Dinkel (*Triticum spelta*) und als Hülsenfrucht die Ackerbohne (*Vicia faba*) hinzu.

In den küstennahen Gebieten Westeuropas entstanden unter dem Einfluß des Menschen ausgedehnte Heiden und Deckenmoore. Schon der vorgeschichtliche Mensch griff nicht nur in das Vegetationsgefüge ein, sondern er veränderte auch den Artenbestand der Flora und Fauna. Mit dem Ackerbau kamen neben fremden Kulturpflanzen zahlreiche „Unkräuter“ als Begleiter nach Europa, die sich als Archäophyten in der Kulturlandschaft einbürgerten. Waren die Eingriffe während des Neolithikums auf relativ kleine Siedlungskammern beschränkt, so ist der Einfluß des Menschen seit der Bronze- und Eisenzeit deutlicher. Dies dürfte einerseits mit der Bevölkerungszunahme, andererseits mit der technischen Weiterentwicklung der Arbeitsgeräte zusammenhängen. Im südeuropäischen Raum tritt aufgrund des Bevölkerungswachstums im Verlauf der vorrömischen Eisenzeit eine zunehmende Entwaldung auf, auch in den Gebirgen. In der römischen Kaiserzeit setzte sich diese Entwicklung weiter fort. Aus dem vorderasiatischen Raum stammende Fruchtgehölze wurden von den Römern im gesamten Mittelmeerraum und später auch nördlich der Alpen verbreitet. Dies gilt auch für den Weinbau. Während der Römerzeit wurden innerhalb der besetzten Gebiete vorzugsweise Nacktweizen, Dinkel, Einkorn und Gerste angebaut. In größerem Umfang trat nun aber auch Roggen (*Secale cereale*) auf.

Im nichtbesetzten Bereich wurde an den Küsten auch Hafer (*Avena sativa*) angebaut. Im Mittelmeerraum trat aufgrund der Aufgabe der bäuerlichen Landwirtschaft zugunsten der großflächigen Latifundien und Weidewirtschaft, die die Bedürfnisse Roms und der anderen Ballungszentren besser befriedigte, eine massive Umgestaltung der Ökosysteme ein. Entkoppelungsprozesse der Stoffhaushalte (Kap. E 3.2) und Erosion führten zu großflächiger Degradation der Böden, die eine ständige Ausdehnung der Landnutzung auf neue Flächen notwendig machte.

Auch während der Völkerwanderungszeit blieb Mitteleuropa besiedelt, die Wiederbewaldung vollzog sich jedoch nicht vollständig. Die Bevölkerungsdichte nahm allerdings erheblich ab und die Restbevölkerung war meist nicht ortsfest, sondern verlegte ihre Siedlungen von Zeit zu Zeit. Dieses Verhalten wandelte sich erst zu Beginn des Mittelalters (800–1500), wenngleich auch danach immer wieder Siedlungen gegründet und wieder aufgegeben wurden (Wüstungen). Mit der Entstehung ortsfester ländlicher Siedlungen war ein grundlegender Wandel der Struktur und Funktion der Kulturlandschaften verbunden. Durch die feste Siedlung entwickelten sich um diese herum dauerhafte Landnutzungssysteme mit fest eingeteilter Flur, die sog. Dreifelderwirtschaft, bei der sich Sommer- und Wintergetreidebau mit einer Brache ablösten. Bei letzterer wurde der Acker zur Erholung sich selbst überlassen, diente aber auch als Weidefläche für das Vieh und in Teilen zum Anbau von Hülsenfrüchten. Auch der Wald wurde von den ortsfesten Siedlungen grundsätzlich anders bewirtschaftet. Brennholz wurde nun immer an denselben Stellen und erneut nach dem Nachwachsen geschlagen. Einzelne Baumarten wie die Buche vertrugen diese Behandlung nicht und wurden zurückgedrängt. Andere wie die vorher seltene Hainbuche breiteten sich aus, es bildeten sich die Eichen-Hainbuchenwälder anstelle der Buchen- oder Buchen-Eichen-Wälder. Durch die Waldweide wurde ebenfalls stark in die Zusammensetzung der Bestände und Lebensgemeinschaften eingegriffen, indem besonders Buche und Eiche als Mastbäume gefördert wurden. Mit dem mittelalterlichen Wärmeoptimum etwa 1150–1300 (Abb. E 2.1-1) entstanden und wuchsen auch die Städte. Im 13. Jahrhundert gab es bereits mehr als 2.000 solcher Siedlungen, in denen zur Zeit des Hochmittelalters rund 20% der Menschen lebten. Dies war die Zeit mit der größten Ausdehnung der Ackerflächen (Bork et al., 1998). Nach den großen Pestepidemien in der Mitte des 14. Jahrhunderts nahm der Druck auf die Landschaften deutlich ab (Rösener, 1993). Später mußte klimabedingt (Kleine Eiszeit, 1550–1700) auch die Nutzung der höher gelegenen Flächen aufgegeben werden. Ungefähr 1/3 der Landfläche blieb dem Wald überlassen. Es waren überwiegend die am wenigsten begünstigten Standorte. Diese waren entweder zu naß, zu steinig und flachgründig, zu nährstoffarm, zu steil oder klimatisch für die Landnutzung ungeeignet. Der Nutzungsdruck auf die verbliebenen Wälder ließ aber nicht nach (Tab. E 2.1-1). Neben die landwirtschaftliche Nutzung traten nun die erhöhten Bau- und Brennholzentnahmen für die wachsenden Siedlungen. Hinzu kam der steigende gewerbliche Bedarf an Holzkohle und Holz für die Salzsiederei, das Hüttenwesen, den Bergbau, die Glashütten, aber auch für Töpfereien, Ziegeleien und Kalköfen. Laubaschebrennerei und Pottaschegewinnung ebenso wie die sich seit 1750 stark ausbreitende Streunutzung durch die Bauern waren weitere Gründe, daß es vielerorts zur Waldzerstörung kam, wie sie für das 17. und 18. Jahrhundert belegt ist.

Der Anstieg der Bevölkerung und der Siedlungskonzentration war eng mit technischen Verbesserungen bei der Landnutzung verknüpft. Das Stirnjoch beim Rind und das Kummet beim Pferd erlaubten ebenso wie der Gebrauch des Hufeisens eine bessere Ausnutzung der Arbeitskraft. Durch diese Maßnahmen konnte der leichte Schälpflug durch den schwereren Räderpflug ersetzt werden. Damit konnte nicht nur tiefer gepflügt werden, sondern es konnten auch nährstoffreichere Lehm- und Tonböden kultiviert werden, wodurch die Erträge deutlich anstiegen. Die Egge als neues Instrument zur Saatbeetbereitung erlaubte darüber hinaus eine intensivere Bekämpfung der als Konkurrenten der Kulturpflanzen auftretenden Unkräuter. Alle diese Maßnahmen wirkten sich nicht nur positiv auf die Erträge aus, sie beeinflußten maßgeblich auch die Entwicklung der Flora und Fauna in den Kulturlandschaften. Diese fast 1.000jährige Form der Landnutzung hat zu einer sehr starken Differenzierung der Kulturlandschaften geführt, und es kann festgestellt werden, daß die biologische Vielfalt Mitte des 19. Jahrhunderts einen Höchstwert erreicht hat (z. B. Kretschmer et al., 1997). Stoffliche Entkopplungen und Eingriffe in die Organismengesellschaften fragiler Ökosysteme führten dazu, daß sich in vielen Fällen eine „Stabilität“ auf einem sehr niedrigen Produktionsniveau einstellte, die nur erhalten werden konnte, indem ständig Nährstoffe aus Nachbarsystemen (Wald, Grünland) zugeführt wurden. Dabei zeigte sich, daß eine fortschreitende Degradation der „Entnahmegebiete“ durchaus mit einer Zunahme der biologischen Vielfalt einhergehen konnte. Als typische Ökosysteme dieser Periode sind zu nennen:

Durch Zwergsträucher geprägte, atlantische Heiden. In engem Kontakt mit den atlantischen Heiden finden sich im nordwesteuropäischen Küstenbereich bei Niederschlagshöhen von mehr als 1.200 mm $Jahr^{-1}$ landschaftsbildende *Moore* , die aus *Sphagnum* -Moosen gebildet wurden. Es handelt sich dabei um eine natürliche Vegetation, die jedoch schon früh durch Entwaldung eine beschleunigte Ausbreitung erfahren hat.

Wald als Weide. Anfänglich standen den Menschen zur Versorgung ihres Viehs nur geringe Grasflächen zur Verfügung, daher wurde der Wald als Weide benutzt. Durch die Gewinnung von Laubfutter (Schneitel-Wirtschaft) wurden bestimmte Baumarten indirekt gefördert

Tabelle E 2.1-1
Landnutzungssysteme und biologische Vielfalt in Mitteleuropa.
Quelle: nach Kretschmer et al., 1997

Zeitraum	Landnutzungs-system	Kennzeichen der Landnutzung	Biotopvielfalt	Artenvielfalt
Nacheiszeit bis Mittelalter	Naturlandschaften ohne bzw. mit geringer Nutzung	Große Urwälder sowie Moore und Sümpfe dominierend; großflächige Nutzung nur durch Jagd; punktuell beginnende Viehwirtschaft und Ackerbau	Großräumig sehr hoch; kleinräumig je nach Landschaftstyp und natürlicher Dynamik mehr oder weniger hoch	Großräumig sehr hoch; kleinräumig in der Regel auf Waldarten beschränkt; Offenlandarten nur auf Sonderstandorten (Moore, Flußauen, Felsen u. a.)
ca. 9. Jahrhundert bis ca. 1750	Mittelalterliches Agrarsystem	Großflächige Waldrodungen; Dreifelder- und Hutewirtschaft (sehr extensiv). Oligotrophierung ganzer Landschaften, sehr geringe Produktivität und z. T. rückläufige Bodenfruchtbarkeit	Großräumig sehr hoch; kleinräumig Zunahme durch Entstehung vielfältiger oligotropher Offenland- und Sukzessionsbiotope (Weiden, Trockenrasen, Hutewälder u. a.); Verlust vieler Urwaldtypen	Klein- und großräumig sehr hoch; Zurückdrängung vieler Waldarten (Verlust von Großsäugern), starke Ausbreitung von Offenlandarten, Einwanderung von Archäotypen und ersten Neophyten
ca. 1750 bis 1950	Neuzeitliche bäuerlich-extensive Landwirtschaft und geregelte Forstwirtschaft	Trennung von Land- und Forstwirtschaft und großflächige Aufforstungen; Ablösung der Dreifelderwirtschaft durch vielfältige Fruchtfolgen; ausgeglichenere Nährstoff-Salden (Leguminosenanbau und Stallmisteinsatz), mäßige Produktivität bei verbesserter Bodenfruchtbarkeit	Groß- und kleinräumig noch hohes Biotopmosaik; weitere Vernichtung natürlicher Biotope (Moore, Sümpfe u. a.); starke Einschränkung mittelalterlicher Offenlandbiotope, z. T. Ersatz durch Extensivwiesen und Forste	Kleinräumig z. T. einsetzender Rückgang; großräumig weiterhin sehr hoch; Gefährdung von Arten bisher ungenutzter Biotope (z. B. Moore); beginnende Zurückdrängung von Arten oligotropher Standorte; verstärkte Einwanderung von Neophyten
1950 bis 1990	Industrialisierte, intensive Land- und Forstwirtschaft	Technisierung von Land- und Forstwirtschaft; hoher Einsatz von Betriebsmitteln (Dünger, Pflanzenschutzmittel, Melioration); großflächige Eutrophierung durch Mineraldüngung und z. T. überhöhten Viehbesatz; sehr hohe Produktivität in Ackerbau und Viehwirtschaft bei hoher Bodenfruchtbarkeit	Vielfach Verlust des kleinräumigen Biotopmosaiks im Agrarraum; großräumige Vernichtung ganzer Biotoptypen (z. B. Hoch- und Niedermoore, Flußauen u. a.); nur noch kleine Reste mittelalterlicher Offenlandbiotope; großflächige Nivellierung der Wasser- und Nährstoffverhältnisse	Klein- und großräumig starker Rückgang indigener Arten; länderspezifisch stehen 30–70% aller Pflanzen- und Tierarten auf den Roten Listen; größte Verluste bei den Arten oligotropher Standorte; Neophyten verdrängen z. T. indigene Arten
Ab 1990	s. o.	bodengemäße Bewirtschaftung; „Schadschwellenkonzepte“; multifunktionale Landnutzung	weitere Verluste	genetisch veränderte Kulturpflanzen

dert. Im Mittelalter entwickelte sich eine geregelte extensive landwirtschaftliche Waldnutzung mit Mast im Wald und Laubstreu-Gewinnung für die Stallhaltung. Dabei entstanden Kulturlandschaften mit Waldresten (Hutewälder), in denen die bevorzugten Baumarten (Eiche, Buche) dominierten. Sie enthielten auch Mantel- und Saumgesellschaften sowie Magerrasen, die den Eindruck einer artenreichen Naturlandschaft vortäuschen.

Wiesen und Weiden. Sie wären als natürliche Vegetation in Mitteleuropa nur an wenigen baumfeindlichen Standorten, an Seeufern und Moorrändern sowie im Küstenbereich anzutreffen. Die heute existierenden Wiesen und Weiden sind durch Beweidung und Mahd entstanden. Über sehr lange Zeiträume handelte es sich dabei um extensiv genutzte, ungedüngte Magerwiesen, die einer fortschreitenden Nährstoffverarmung und Versauerung unterlagen. Erst im ausgehenden Mittelal-

ter, insbesondere in den vergangenen zwei Jahrhunderten, entstanden intensiv gedüngte und bewirtschaftete Fettwiesen.

Acker-Unkraut-Gesellschaften . Mit dem Beginn der menschlichen Besiedlung im Neolithikum vor 8.000 Jahren und dem sich entwickelnden Ackerbau wurden nicht nur Kulturpflanzen, sondern unbeabsichtigt auch zahlreiche Begleitpflanzen aus Süd- und Südosteuropa eingeschleppt (Abb. E 2.1-3). In Abhängigkeit von der Nutzungsstrategie entwickelten sich typische Acker-Unkraut-Gesellschaften, die die Ackerfluren prägten. Im Bereich menschlicher Siedlungen kam es zu Nährstoffanreicherungen und zu Störungen der natürlichen Vegetation. Hier entwickelten sich Ruderalgesellschaften, z. B. Beifuß- und Eseldistel-Gesellschaften. Von 1500 an, mit Beginn der Neuzeit, wurden Pflanzen nach Europa verschleppt. Ihre Herkunftsgebiete umfassen alle Teile des Globus und ihr Erscheinen ist direkt an die Intensivierung des Handels gebunden (Kap. E 3.6). Nur wenige Arten konnten sich allerdings dauerhaft in den natürlichen Ökosystemen etablieren. Obwohl insgesamt 57 Pflanzenarten nachweislich in Deutschland ausgestorben sind, hat sich die Artenvielfalt bislang in der Summe stetig erhöht. Manche der eingeschleppten Pflanzen haben sich jedoch explosionsartig ausgebreitet und werden teilweise wieder bekämpft, da sie naturnahe oder artenreiche Ökosysteme gefährden bzw. eine Beeinträchtigung für die Land- und Forstwirtschaft – teilweise auch für die menschliche Gesundheit – darstellen (WBGU, 1999a; Kap. E 3.6).

Mit der Vegetation änderte sich auch die Zusammensetzung der Tierwelt grundlegend. Die großen Waldbewohner wie Auerochs und Wisent starben fast oder ganz aus, das Waldwildpferd verschwand. Elch, Braunbär, Luchs und Wolf zogen sich in unzugängliche Gebiete zurück. Die großen Beutegreifer nutzten auch die Haustiere und wurden daher intensiv verfolgt. Die Schwund der natürlichen Lebensräume beschleunigte die Verdrängung. Besonders die Vögel reagierten auf die Öffnung der Wälder und die starke Strukturierung der Feldfluren positiv. Rebhuhn, Wachtel und Feldlerche sind hier beispielhaft zu nennen. Ohne die Kulturlandschaft würde 1/3 der heutigen Tierarten fehlen.

Viele Arten der offenen Landschaft stehen nun auf der roten Liste der bedrohten Arten. Ursachen dafür sind weniger die direkten Wirkungen von Agrochemika-

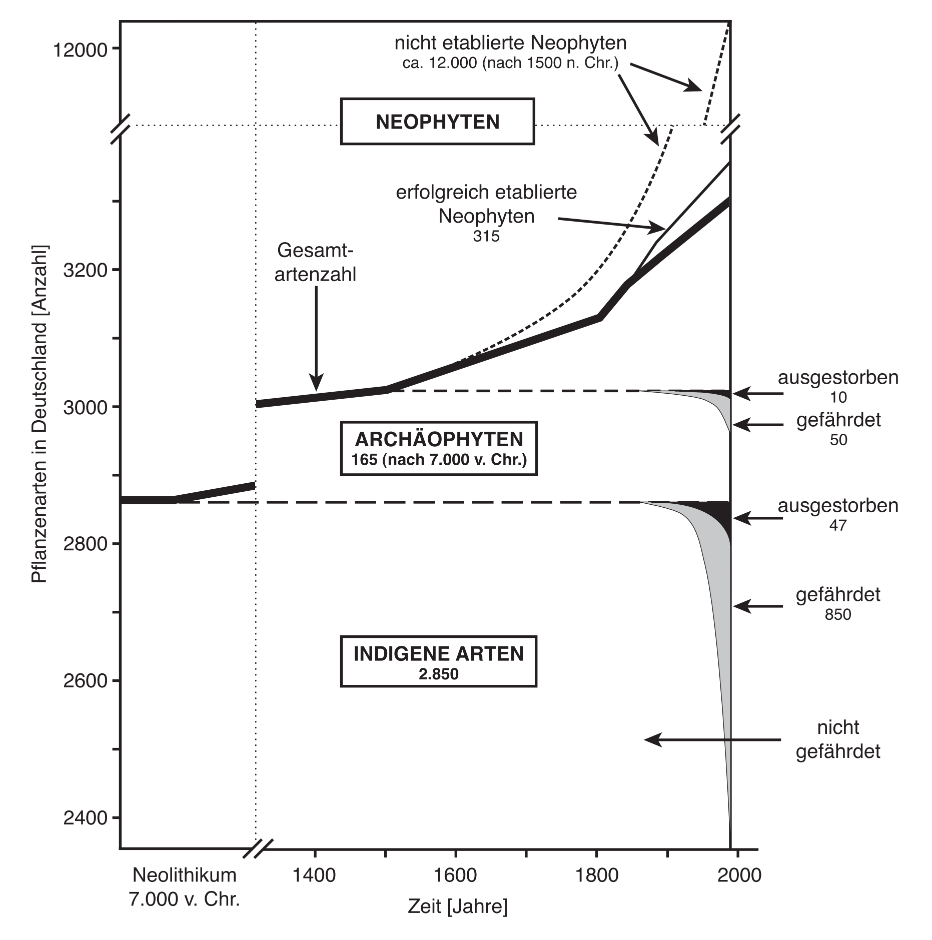


Abbildung E 2.1-3
Änderung der Pflanzenvielfalt in Deutschland.
Quelle: Scherer-Lorenzen et al., 1999

lien als vielmehr die mit der Nutzungsänderung und -intensivierung verbundenen Zerstörungen der Lebensräume und der Nahrungsgrundlagen. Die Landnutzungen des Mittelalters und der ersten Hälfte der Neuzeit haben zu einer diversen Landschaftsausprägung in Mitteleuropa geführt, dennoch wiesen sie klare Symptome der Überlastung der Landschaften auf. Auf den Äckern gingen die Erträge zurück, die aus Südamerika eingeführte Kartoffel und der später verbreitete Anbau von Rüben konnte die Defizite nur zum Teil ausgleichen.

Die industrielle Revolution war die Antwort der Menschen auf die desolate Situation. Aufgrund der Nutzung fossiler Energieträger konnte der Zugriff auf Holz als Energieträger reduziert werden, wodurch eine Entlastung für die übernutzten Wälder eintrat. Die zu Beginn des 19. Jahrhunderts einsetzende Entwicklung einer modernen Landwirtschaft mit geschlossenen Fruchtfolgen und dem Anbau von Leguminosen verbesserte die Erträge deutlich. Zusätzlich ertragssteigernd wirkte seit der Mitte des 19. Jahrhunderts der zunehmende Einsatz von Mineraldüngern und die verbesserte Pflanzenzüchtung. Damit setzte sich auch die Stallhaltung mit innerbetrieblich erzeugten Futtermitteln (Kartoffeln, Rüben, Heu) und hofeigener Streu aus Getreidestroh durch. Diese Entwicklungen führten zu einer Entlastung der Wälder und zu einer Verbesserung der Nährstoffausstattung der Agrarökosysteme.

Die verbesserten Bewirtschaftungsmethoden in der Landwirtschaft änderten vorerst relativ wenig an der biologischen Ausstattung der Agrarlandschaften, wenngleich der vermehrte Anbau von Hackfrüchten (Kartoffel, Zuckerrübe und Mais) die Intensität der Bodenbearbeitung erheblich steigerte. Zwar wurden zunehmend Maschinen eingesetzt, dennoch blieben die überwiegend kleinbäuerlichen Strukturen erhalten, und die Arbeit wurde bis auf wenige Ausnahmen von Menschen und Tieren geleistet. Kleine Felder, abwechslungsreiche Fruchtfolgen, über das gesamte Jahr verteilte Arbeitsgänge, Hecken und Raine, unbefestigte Feldwege, moderate Düngung und Drainage kennzeichneten das Bild. Die Pflanzen- und Tierproduktion waren in den Betrieben noch weitgehend miteinander verkoppelt. Daneben war der Anteil der sog. Ödländer wie Heiden, Moore, Brüche usw. noch relativ groß.

Ein grundlegender Wandel trat erst nach 1950 ein, mit der zunehmenden Technisierung und Chemisierung der Landwirtschaft. In der Folgezeit, d. h. in nur 40 Jahren, wurde die tierische und menschliche Arbeitskraft weitgehend durch Maschinen ersetzt. Der rationelle Einsatz dieser Geräte erforderte größere Felder. Störende Hecken und Raine wurden beseitigt, zur gleichmäßigeren Austrocknung der Felder wurden Drainagen gebaut und Gräben vertieft. „Ödländer“ wurden kultiviert, Moore entwässert und mittels Dünger fruchtbar gemacht. Bei Sandböden dagegen wurde die Fruchtbarkeit mittels Bewässerung erhöht. Fruchtfolgen wurden vereinfacht bis hin zur Monokultur, die Bestellung und Ernte findet nun an wenigen Tagen im Jahr flächendekkend statt. Herbizide vernichten Unkräuter, Fungizide die Pilze und Insektizide die tierischen Schädlinge. Die Verkoppelung von Ackerbau und Tierproduktion wurde vielfach aufgehoben. Betonierte oder asphaltierte Feldwege und stark befahrene Autostraßen durchziehen die Flur.

Diese Maßnahmen haben die Produktivität der Böden auf ein nicht für möglich gehaltenes Niveau angehoben. Nicht Mangel kennzeichnet die Situation in Europa wie lange Zeiten davor, sondern Überschüsse. Die Sicherheit der Nahrungsmittelversorgung wurde allerdings mit einem starken Rückgang der biologischen Vielfalt und anderen Umweltveränderungen erkauft. Durch die Anwendung genetisch veränderter Kulturpflanzen kommt ein völlig neuer Faktor ins Spiel, dessen ökologische Risiken noch nicht vollständig abzuschätzen sind (WBGU, 1999a).

Durch die Verwendung moderner Techniken lassen sich abiotische Umweltbelastungen dagegen heute weitgehend vermeiden. Zu einer Entlastung der Waldböden oder gar zu deren Regradation kam es durch die seit 200 Jahren gezielt durchgeführten waldbaulichen Maßnahmen und die Entwicklung der Landwirtschaft jedoch nicht, weil bei der Verbrennung der fossilen Energieträger in zunehmendem Maß Säurebildner und auch Schwermetalle emittiert wurden, die sich in den Waldböden anreicherten.

Besonders Nadelbäume erwiesen sich bei der Ausfilterung der Luftschadstoffe als wirkungsvoll. Schon in der 2. Hälfte des vorigen Jahrhunderts wurden Säuremengen pro ha und Jahr emittiert, die über den mittleren bodeninternen Pufferraten durch die Verwitterung von Silikaten lagen. Nur dort, wo kalkhaltige Substrate vorlagen oder wo im Nahbereich von Emittenten Flugaschen deponiert wurden, konnten die eingetragenen Säuren ohne die Freisetzung von ökotoxischen Kationensäuren wie Al^{3+}, Mn^{2+} und Fe^{3+} kompensiert werden (Godbold und Hüttermann, 1994; Beese, 1997).

In der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts ist es der Stickstoff, normalerweise ein Mangelnährstoff in Wald- und anderen natürlichen Ökosystemen, der in großen Mengen freigesetzt und deponiert wird. Im Mittel liegen heute die Depositionsraten bei 20–40 kg N ha^{-1} $Jahr^{-1}$ (UBA, 1997a). Rund 40% des Stickstoffs stammt aus dem Verkehr, wo bei der Verbrennung bei hohen Temperaturen NO_x entsteht, das in der Atmosphäre in Salpetersäure (HNO_3) umgewandelt wird. Weitere 40% des emittierten Stickstoffs stammen aus der Landwirtschaft, wo der Stickstoff im Zusammenhang mit der Tierhaltung und der Gülleanwendung als Ammoniak entweicht, in der Atmosphäre überwiegend zu NH_4^+ umgewandelt und anschließend deponiert wird (Lammel und Flessa, 1998). Diese Depositionen führen zu einer großflächigen Nährstoffverarmung und Versauerung bei gleichzeitiger N-Eutrophierung. Beide Prozesse wirken der biologischen Vielfalt entgegen, da sie

standörtliche oder vom Menschen erzeugte Unterschiede in der Landschaft aufheben. So sind heute rund 2/3 der Waldböden als stark versauert anzusprechen (BMELF, 1997) und erhalten gleichzeitig überhöhte Stickstoffdepositionen.

Dieser Exkurs über die Entwicklung der Ökosysteme in Mitteleuropa verdeutlicht, daß dieser ökologische „Gunstraum“, der sich in Bereichen mit jungen, wenig verwitterten Substraten und temperatem Klima entwikkelte, in den vergangenen 11.000 Jahren eine äußerst dynamische Entwicklung durchlaufen hat. Natürliche Veränderungen des Klimas und der Böden führten zu ständigen Anpassungen von Lebensgemeinschaften. Besonders gravierend machten sich jedoch die Eingriffe des Menschen bemerkbar, der über Jahrtausende eine gezielte Umgestaltung der Landschaft betrieben hat und dabei eine Kulturlandschaft schuf. In der eher artenarmen Region Mitteleuropas führten die vom Menschen verursachten „Störungen“ zunächst zu einer Erhöhung der biologischen Vielfalt, die vor ca. 100–200 Jahren ihr Maximum erreichte. Heute gibt es in Deutschland 509 Biotoptypen. Von diesen sind 69% als gefährdet einzustufen, sei es durch die Umgestaltung von Landschaften während der wirtschaftlichen Intensivierung oder durch die Aufgabe herkömmlicher Nutzungsformen (UBA, 1997a). Daneben sind ganz neue Ökosysteme entstanden, die sich noch in einem Anpassungsprozeß befinden. In diesem Umfeld ist die Herausforderung des Biotop- und Artenschutzes nur durch das Miteinander von Schutz und Nutzung zu lösen (Kap. E 3.9). Alleiniger Prozeßschutz würde diese Landschaft in eine fast reine Waldlandschaft überführen mit einem entsprechenden Diversitätsverlust. Wer dagegen die Kulturlandschaft von gestern erhalten will, muß gleichzeitig die dazugehörende Nutzung aufrechterhalten. Alle anderen Lösungen führen zu biologischen Veränderungen, deren Resultat nicht immer genau vorhergesagt werden kann, deren Abschätzung aber notwendig ist, wenn die Kulturlandschaft nachhaltig und umweltschonend entwickelt werden soll.

E 2.2 Amazonien: Revolution in einem fragilen Ökosystem

Feiner Rauch streicht durch den Regenwald, läßt die Konturen unter einem blaugrauen Schleier verschwimmen und die Sonne als milchige Scheibe erscheinen. Vor mehreren Wochen hat es begonnen, sich verstärkt, abgeschwächt und wieder verstärkt, aber immer war der Rauch vorhanden, der die Augen tränen läßt und die Atemwege reizt. Das Feuer, mit dem die Kleinbauern wie üblich ihre Parzelle von Unkraut, Holz, Strauchwerk und Schädlingen reinigen wollten, ist in diesem Jahr davongelaufen. Eine ungewöhnliche Trockenperiode hat den Regen ausbleiben lassen, der sonst die Feuer unter Kontrolle hält und so brennt der Wald auf großen Flächen, an vielen Stellen und seit Wochen. Doch wer kümmert sich schon um diese Brände in den weit von den Zentren entfernten Teilen Amazoniens. Der Gouverneur hat zwar den Notstand ausgerufen, es fehlen aber die Mittel zum Einsatz von Löschhubschraubern und -flugzeugen. Da keine Großstädte, keine internationalen Verkehrswege oder gar Touristenzentren vom Rauch betroffen sind, zeigt die Zentralregierung wenig Interesse an den Bränden, und die internationale Öffentlichkeit nimmt erst recht keine Notiz von der Katastrophe.

Jährlich brennen weltweit 300–500 Mio. ha Wald ab, und nur in Ausnahmefällen wird in den Medien darüber berichtet. Feuer im Wald ist etwas Natürliches und hat in bestimmten Abständen immer wieder große Waldflächen zerstört. Klimatische Ausnahmesituationen verstärken die Waldbrandgefahr erheblich, schon ein Blitz, der einen trockenen Baum trifft, kann einen Flächenbrand auslösen. Wälder können sich aber regenerieren und die Ausgangszustände vor dem Brand wieder erreichen, allerdings dauert dies Jahrzehnte bis Jahrhunderte. Auch die Menschen haben sich über Jahrtausende des Feuers bedient, um ihre Siedlungsplätze vom Bewuchs zu befreien oder um den Wald zum Anbau von Feldfrüchten aufzulichten. Das Abbrennen brachte aber auch noch andere Vorteile, die Asche düngt den Boden und neutralisiert die in ihm gespeicherte Säure, wodurch das Wachstum der Kulturpflanzen deutlich verbessert wird. Dies wissen auch die Indianer des Amazonasbekkens, und sie verwenden diese Technik, den Wanderfeldbau, seit sie vor etwa 8.000 Jahren in dieses Gebiet eingewandert sind. Sie wissen aber auch, wann sie brennen dürfen, damit die Feuer nicht außer Kontrolle geraten. Dabei wählten sie die Flächen so klein, daß die Eingriffe nicht zu langfristigen Veränderungen des Gesamtökosystems führten. Denn nach ca. 3 Jahren sind die Nährstoffvorräte des Bodens erschöpft, so daß sich ein Anbau von Kulturpflanzen nicht mehr lohnt. Der Wald überwächst die Rodungsfläche, und die Siedler wandern zu einem anderen Platz, um nach 30–100 Jahren erneut zurückzukommen. Dieser Rhythmus hat sich jedoch verändert. Erst langsam mit dem Auftreten der ersten Eroberer und Kolonisten zu Beginn der Neuzeit, dann aber mit zunehmendem Tempo. Heute greifen Konzessionäre, Großgrundbesitzer, Goldsucher und Kleinbauern weitgehend unkontrolliert in die Wälder ein. Die dabei induzierten Veränderungen durch die Waldnutzung bis hin zur Konversion des Waldes in Grasland oder in Akker- und Plantagenflächen liegen außerhalb des Regenerationsvermögens der Wälder, mit der Folge, daß auf großen Arealen der Urwald verschwindet.

E 2.2.1 Geologische und klimatische Ausstattung des Amazonasbeckens

Was unterscheidet die Eingriffe in den tropischen Regenwald von den Eingriffen in die temperaten Wälder

Europas, Nordamerikas und Asiens, die ja ebenfalls großflächig gerodet wurden? Was macht die Verluste der Regenwälder für den Globus so gefährlich? Zur Beantwortung ist ein kurzer Rückblick notwendig. Vom Flugzeug aus gesehen erscheint das riesige Gebiet des Amazonasbeckens wie ein großes grünes Blatt, Flüsse durchziehen die Fläche wie die Adern des Blatts und münden in den Amazonas. Sein Einzugsgebiet umfaßt 7,2 Mio. km ^{2}, das sind 40% der Fläche Südamerikas. Das Amazonas-Tiefland, der Kernbereich, nimmt davon 50% ein und liegt unter 200 m über dem Meeresspiegel. Das 5 Mio. km ^{2} große Regenwaldgebiet reicht weit über diesen Tieflandbereich hinaus und bedeckt auch die Bereiche des zentralbrasilianischen Berg- und Tafellands im Süden sowie Teile des Guayana-Massivs, des Guayana-Küstenlands und des Orinoco-Beckens (Kohlhepp, 1987).

Das Amazonasbecken ist eine alte Senkungszone, die sich zwischen den alten kristallinen Schilden von Guayana und Brasilien bis zu 3.500 km in ostwestlicher und bis zu 2.000 km in nordsüdlicher Richtung erstreckt. Nach der Heraushebung der Anden wurde die Senke im Westen abgeriegelt und es entstand ein riesiger Binnensee, der anschließend nach Osten zum Atlantik hin entwässerte. Den Boden bildeten tonige und sandige jungtertiäre Sedimente, die „terra firme“, in die sich das Flußsystem eintiefte. Als im Pleistozän der Meeresspiegel anstieg, bildeten sich entlang der Flüsse breite Überschwemmungsauen, die „Várzeas“ (Sioli, 1984). Die aus der Luft erkennbare Homogenität ist also nur vorgetäuscht. Bei genauer Betrachtung zeigt sich eine große naturräumliche Vielfalt.

Das Amazonasgebiet ist aber auch klimatisch nicht homogen. Die Jahresmitteltemperaturen liegen bei 25–27 °C, die täglichen Schwankungen können aber durchaus 10 °C betragen. Im Süden und Südwesten kann es zu Kaltlufteinbrüchen kommen, die die Temperaturen auf 15 °C absinken lassen. Die Niederschläge sind weder zeitlich noch räumlich gleichmäßig verteilt. Sie liegen im Nordwesten bei 3.600 mm Jahr $^{-1}$, sinken im zentralen Teil auf 1.800 mm ab, um an der Atlantikküste wieder auf 2.500 mm anzusteigen. Die Niederschläge fallen in kurzen Wärmegewittern am Nachmittag oder in gewaltigen Mengen als Zenitalregen. Von West nach Ost ist eine Zunahme einer schwach ausgeprägten Trokkenzeit feststellbar, die bis zu 2 Monate dauert und nach Süden bis auf 4 Monate zunimmt.

Je nach Herkunftsgebiet unterscheidet man Weiß-, Schwarz- und Klarwasserflüsse. Weißwasserflüsse kommen aus dem Andengebiet und führen große Mengen nährstoffreicher Sedimente mit sich. Nach der Ablagerung bauen sie den größten Teil der Várzeas auf, die als Überschwemmungsaue ein großes Potential für die landwirtschaftliche Nutzung aufweist. Die Schwarzwasserflüsse führen sehr wenig Sedimente mit sich und bilden keine Aue aus. Die schwarze Farbe stammt von Huminstoffen, aus den Auflagen nährstoffarmer Böden und den sie bildenden Vegetationstypen. Aus dem bereits sehr stark verwitterten und abgetragenen kristallinen Massiven stammen die Klarwasserflüsse, die ebenfalls extrem arm an Sedimentfrachten sind. Während der Regenzeit treten die Flüsse und Ströme des Tieflandes jedes Jahr für die Dauer von 6–7 Monaten über die Ufer. Dabei überschwemmen sie die Wälder bis zu einer Höhe von 10 m. Bodenvegetation und kleine Bäume versinken vollständig in den Wassermassen. Obwohl nur ca. 3% des Regenwalds zu den Überschwemmungswäldern zählen, tragen diese doch erheblich zur biologischen Vielfalt bei (Goulding, 1990, 1993). Abb. E 2.2-1 zeigt einen schematischen Querschnitt durch das untere Amazonas-Gebiet, in dem die verschiedenen, vom Standort abhängigen Vegetationstypen und Kulturen verzeichnet sind.

E 2.2.2
Entstehung der biologischen Vielfalt im Amazonasbecken

Der Regenwald Amazoniens gilt als eines der komplexesten und artenreichsten Ökosysteme der Erde. Die vorangegangenen Ausführungen zeigen, daß ein Teil der Komplexität und Diversität auf standörtliche Vielfalt zurückzuführen ist. Mit Ausnahme der nährstoffreichen Várzeas hat sich diese biologische Vielfalt auf meist nährstoffarmen und sauren Böden entwickelt, auf denen Humusauflagen als Zersetzerrefugien entstanden. Durch die Ausbildung fast geschlossener interner Nährstoffkreisläufe, an der eine große Zahl von Organismen beteiligt ist, wird eine sehr hohe Produktivität der Ökosysteme erreicht. Diese ist auf die Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe angewiesen. Störungen dieser Kreisläufe können zu katastrophalen Folgen führen, die nur über extrem lange Zeiträume wieder ausgeglichen werden können.

Lange Zeit ging man davon aus, daß diese Vielfalt das Resultat eines Millionen Jahre währenden Anpassungsprozesses ist. Diese Vorstellung ist aber in den letzten Jahren revidiert worden, weil die Konstanz des Klimas nicht gegeben war und es immer wieder zu lokalen oder regionalen Katastrophen kam. So wurde während der Eiszeit auch in den Tropen das Klima kälter, gelegentliche Brände und Überschwemmungen führten zu temporären, lokal begrenzten Zerstörungen der Wälder. Diese Erscheinungen zerstörten allerdings nicht wie die Eiszeiten in Europa oder Nordamerika die Tier- und Pflanzenwelt, sondern führten durch die Störungen zu einer Erhöhung der biologischen Vielfalt. Das gesamte Ökosystem ist, wie gezeigt wurde, keineswegs einheitlich. Unterschiede in den Böden, den Niederschlägen, den Überschwemmungen und den Stoffeinträgen, verbunden mit unterschiedlich ausgeprägten Trockenzeiten, bewirken eine örtlich stark unterschiedliche Evolution. Dies alles hat zur Folge, daß das Amazonasbecken

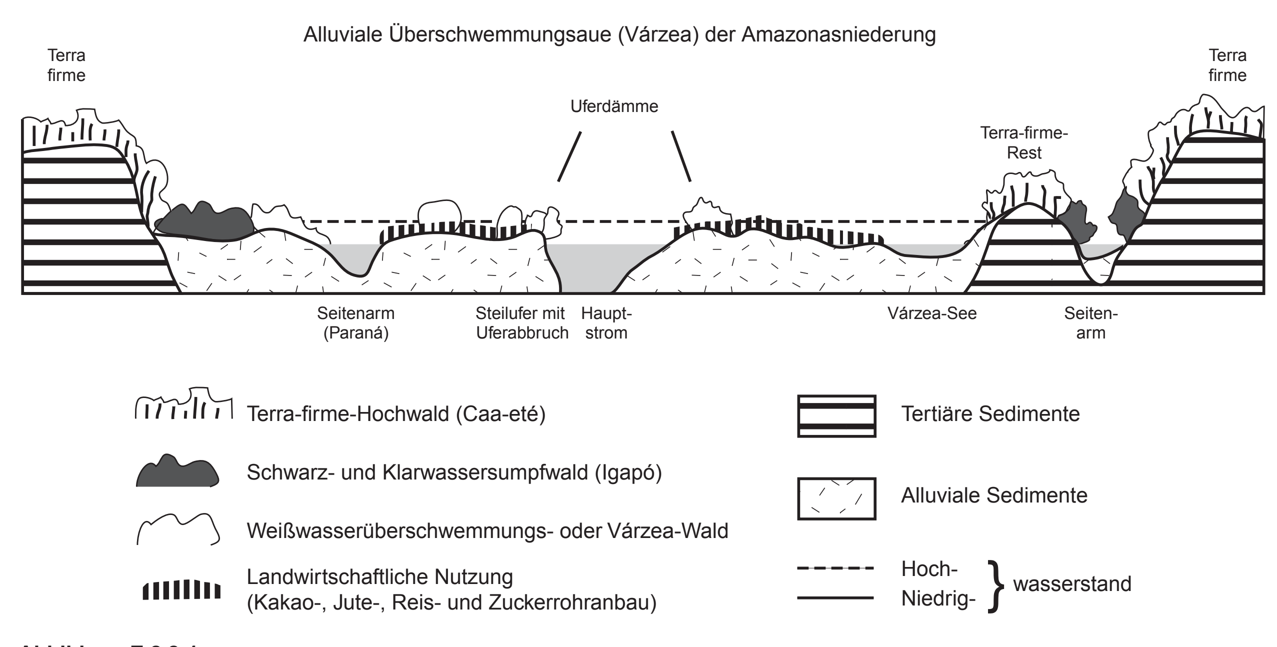


Abbildung E 2.2-1
Schematisches Profil durch das untere Amazonas-Gebiet.
Quelle: nach Kohlhepp, 1987

ein buntes Mosaik verschiedenster Ökotope mit Organismengesellschaften in unterschiedlichsten Sukzessionsstufen darstellt, das in seinen vielfältigen Strukturen und Funktionen bisher aber kaum erforscht ist.

Die Frage, warum es zu einer so hohen Diversität in den Tropen kommt, ist letztlich nicht vollständig geklärt. Diese Tatsache macht es schwierig, Strategien zu entwickeln, um die Diversität zu erhalten. In die ökologische Größe „Diversität" geht nicht nur die Anzahl der Arten eines Ökotops, sondern auch die relative Häufigkeit mit ein. Diese Diversität wird als α-Diversität bezeichnet. Man unterscheidet davon die β-Diversität, ein Maß für die Unterschiede der Artenzusammensetzungen von Lebensgemeinschaften benachbarter und ähnlicher Habitate sowie die γ-Diversität großer Regionen mit sehr unterschiedlichen Habitaten und Ökosystemen. Die herrschende Meinung ist, daß in den Tropen neben günstigen Bedingungen für die Artbildung v. a. auch günstige Verhältnisse für die Erhaltung von Arten gegeben sind. Die Frage ist, warum die vielen Arten, die meistens sehr selten sind, nicht aussterben oder warum einzelne Arten auf Kosten anderer nicht konkurrenzüberlegen werden.

In diesem Zusammenhang werden zwei Grundhypothesen diskutiert (König und Linsenmair, 1996). Bei den deterministischen Gleichgewichtsmodellen wird angenommen, daß die verfügbaren Ressourcen über die Konkurrenz zwischen Arten mit ähnlichen Ansprüchen aufgeteilt werden. Bei den stochastischen Modellen wird davon ausgegangen, daß das Vorkommen und auch die Häufigkeit einzelner Arten durch Zufallsprozesse bestimmt werden. Freie Plätze in den Ökosystemen entstehen durch in Raum und Zeit nicht vorhersehbare Störungen. Die letztgenannten Modelle erweitern das Erklärungsspektrum, doch scheinen auch die erstgenannten Modelle ihre Berechtigung zu haben. Zu den diversitätsfördernden Faktoren gehört in jedem Fall der Habitatreichtum und die Heterogenität in den Ökosystemen. Die verschiedenen Stockwerke der Wälder und die Bodenvielfalt bieten viele strukturell und mikroklimatisch differenzierte Nischen. Auch die Größe der Fläche und das Alter des Systems korrelieren positiv mit der biologischen Vielfalt. Diversität ist aber auch durch die Etablierung vielfältiger Beziehungen zwischen den Arten charakterisiert. Hierfür gibt es in den Tropen eine Vielzahl von Beispielen. Die Nährstoffarmut vieler tropischer Böden fördert die Diversität der Primärproduzenten, d. h. der grünen Pflanzen. Diese Vielfalt fördert wiederum die Vielfalt der Konsumenten und Destruenten in den nachfolgenden trophischen Ebenen. Es gibt eine große Zahl von Faktoren, die die große Diversität in tropischen Ökosystemen fördern, dennoch ist es gegenwärtig nicht möglich, die auftretende Vielfalt der unterschiedlichen Ökosysteme befriedigend zu erklären.

E 2.2.3
Eingriffe des Menschen

Das Amazonasbecken ist ein Ökosystem, das einem fortwährenden Wandel unterworfen war. Allerdings waren die Störungen so, daß immer große Teile der Ökotope aufgrund der räumlichen Differenzierung bestehen blieben und sich nachfolgend mit den in den Störzonen

entwickelnden Systemen verzahnten. Das Auftreten der Waldindianer vor etwa 8.000 Jahren ist ein Beispiel für Störungen in historischer Zeit, die im Bereich interner „Reparaturmöglichkeiten“ lagen. Kulturtechniken und Jagdmöglichkeiten waren derart eingeschränkt, daß von den Ureinwohnern keine Gefahr für den Bestand der Ökosysteme ausging. 1500 begann die Kolonisation des Amazonasgebietes. Der östliche Teil wurde durch den Schiedsspruch des Papstes Alexander VI. den Portugiesen zugesprochen, der westliche Teil den Spaniern. Später wurde das gesamte Gebiet portugiesische Kolonie. Während im östlichen Teil der Wald schon bald aufgelichtet wurde und Siedlungen entstanden, in denen die Landwirtschaft dominierte, erfolgte entlang des Amazonas und seiner größeren Nebenflüsse die Anlage von Siedlungen zur militärischen Sicherung des Gebiets und zur Missionierung der Indianer. Diese Form der „Erschließung“ hatte sehr geringen Einfluß auf die Ökosysteme und zog sich über Jahrhunderte hin. Das Amazonasgebiet galt als lebensfeindlich, als „Grüne Hölle“.

Dies änderte sich im 19. Jahrhundert. Man hatte entdeckt, daß der Saft eines Baumes (*Hevea brasiliensis*), der als Kautschuk bezeichnet wurde, zum Imprägnieren von Stoffen und zur Gummiherstellung geeignet war. Die Erfindung des Gummireifens durch Dunlop im Jahr 1888 führte zu einem wahren Boom des Gummizapfens, infolge dessen ca. 500.000 Zapfer aus den Dürregebieten im Nordosten Brasiliens in das Amazonasgebiet einwanderten. Nachdem das brasilianische Kautschukmonopol gebrochen war, kam es um 1910 zu einer Stagnation der Entwicklung, die erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durchbrochen wurde, als Amazonien in den Mittelpunkt staatlicher Entwicklungsstrategien gestellt wurde, um die natürlichen Ressourcen der Regenwaldregion in Wert zu setzen. Die Verlegung der Hauptstadt in das neugegründete Brasilia sowie der Bau der Transamazonica und anderer Straßen sind Ausdruck dieser Absicht.

Die sozialen Spannungen im bevölkerungsreichen Nordosten des Landes trieben die Erschließung voran. Damit verbunden waren eine Verbesserung der Infrastruktur, große Projekte der Agrarkolonisation, die Förderung der Holznutzung, die Ausdehnung der Rinderproduktion und Plantagenwirtschaft sowie die Nutzung von Bodenschätzen. Waren während des Kautschukbooms die Eingriffe in den Regenwald schon aufgrund der verhältnismäßig kleinen Zahl der Kautschuksammler noch gering, haben die neu ergriffenen Maßnahmen eine andere Qualität, die auf großen Flächen zu einer Zerstörung des Regenwaldes führen. Die Straßen und selbst Schneisen, die zur Erschließung der Wälder angelegt wurden, stellen dabei das geringere Problem dar, nehmen sie doch eine verhältnismäßig kleine Fläche ein. Sie sind aber Voraussetzung für den nachfolgenden forstlichen Eingriff, d. h. die Entnahme weniger wertvoller Stämme, bei Verursachung großer Schäden an den verbleibenden Beständen. Zwar gibt es Regeln für eine nachhaltige Nutzung des Waldes, es besteht auch eine Exportregelung für Tropenholz, doch es wird vermutet, daß 80% der im Regenwald geschlagenen Edelhölzer außer Landes geschmuggelt werden (Raubbau-Syndrom; Kap. G).

Schäden verursachen auch nicht nur die Minengesellschaften, die die großen Bodenschätze dieser Region ausbeuten, sondern auch die „garimpeiros“, die Goldsucher, die mit schweren Geräten den Wald verwüsten oder Böden und Flüsse mit Quecksilber verseuchen, das sie zur Gewinnung des Goldes verwenden. Straßen und Schneisen sind auch die Eingangspforten in den Regenwald. Während Großgrundbesitzer den Wald vernichten, um großflächig Weidewirtschaft und Plantagen zu betreiben, wobei momentan der Sojaanbau für den Export favorisiert wird, roden die Kleinbauern den Wald, um zu überleben.

Der größte Teil der geplanten Agrarreform wird im Amazonasgebiet realisiert. Dabei erhalten die Familien ein Stück Land zugewiesen. Um es bestellen zu können, legen sie Feuer. Der größte Teil der Urwaldböden ist jedoch extrem nährstoffarm, so daß der Anbau von Kulturpflanzen nur 3–5 Jahre möglich ist. Dadurch sind die Bauern gezwungen, weiterzuziehen und neue Flächen zu roden, während die alten Flächen entweder in Weideland überführt werden oder verbuschen und sich in Jahrzehnten in einen Sekundärwald umwandeln. Wie eingangs gezeigt wurde, können diese Brandrodungen, die offiziell verboten sind, außer Kontrolle geraten und zu verheerenden Urwaldbränden führen, die ganze Landschaften großflächig verändern. Die „Bewegung der Landlosen“ spielt aufgrund der wachsenden Bevölkerung eine zunehmende Rolle bei der Zerstörung des Regenwaldes. Einerseits wird mit dem Argument der Armutsbekämpfung die Konversion des Regenwaldes legitimiert, andererseits wird die Bewegung auch als Argument benutzt, um gegen Schutzgebiete oder Reservate für die indigene Bevölkerung zu opponieren. Insgesamt wurden bisher weit mehr als 500.000 km^2 durch Rodung und Feuer entwaldet, das sind mehr als 15% des ursprünglichen Bestands.

Neue Untersuchungen aus dem Amazonasgebiet zeigen, daß außerdem erhebliche Flächen durch Waldbrände vorgeschädigt sind, die bislang mit herkömmlichen Satellitenauswertungen nicht festgestellt werden konnten. Diese sehr langsam fortschreitenden Kleinbrände unterhalb des Kronendachs führen zum Absterben der Bodenvegetation und der jüngeren Bäume. Die zurückbleibende tote Biomasse dient als Brandherd für nachfolgende Waldbrände. Untersuchungen zeigen, daß so innerhalb weniger Jahre erhebliche Flächen zerstört werden können. Dabei wird die Brandgefahr durch die El-Niño-Effekte zusätzlich verstärkt. Etwa 980.000 km^2 sind auf diese Weise stark gefährdet (Cochrane und Schulze, 1999).

Häufig bleiben degradierte Böden zurück, auf denen sich die ursprüngliche Vegetation nicht mehr oder nur in

sehr langen Zeiträumen wieder entwickeln kann. Die von den Kleinbauern gerodeten und dann verlassenen Flächen werden anschließend oft von Großgrundbesitzern übernommen, die diese in Weideland für die Rinderhaltung umwandeln. Arme, verdichtete Weideflächen entstehen, bei denen das Niederschlagswasser nicht in den Boden eindringen kann, sondern auf der Oberfläche abfließt, was zu Erosion führt. Dadurch schreitet der begonnene Degradationsprozeß weiter fort, mit der Folge, daß ständig neues Acker- und Weideland benötigt wird. Ein Teufelskreis, der nur durchbrochen werden kann, wenn die notwendige Entwicklung sich auf die tragfähigeren „Gunstgebiete“ Amazoniens konzentrieren würde und die bereits vorhandenen Kenntnisse hinsichtlich einer nachhaltigen multifunktionalen Landnutzung (Kap. E 3.3.4) zur Anwendung kämen.

E 2.2.4
Vergleich der Eingriffe in tropische und temperate Wälder

Was ist nun die Ursache für das unterschiedliche Verhalten tropischer und temperater Wälder nach Eingriffen durch den Menschen? Sieht man von den Böden in den Überschwemmungsgebieten ab, deren Sedimente überwiegend aus den westlichen Gebirgsregionen stammen, handelt es sich, wie oben dargelegt, vielfach um sehr alte und stark verwitterte Böden, die kaum in der Lage sind, Nährstoffe zu speichern oder aus Mineralen nachzuliefern. Die für die Pflanzenbestände benötigten Nährstoffe stammen aus dem Humus, der in relativ kurzen Zeiträumen bei hohen Temperaturen und hoher Bodenfeuchte zersetzt wird, sich aber immer wieder aus den Bestandsabfällen neu bildet. Die biologische Vielfalt der Ökosysteme hat dazu geführt, daß sich ein interner Nährstoffkreislauf aufbauen konnte, obwohl die sehr hohen und intensiven Niederschläge, die hohen Umsatzgeschwindigkeiten und die extreme Flachgründigkeit der Böden der Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe entgegenwirken. Greift der Mensch in diese komplexe Prozeßkette ein, so entkoppelt er die Stoffkreisläufe, Nährstoffe werden rasch ausgewaschen und es kommt zu einem dramatischen Fortschreiten der Bodenerosion und der Erosion von Organismengesellschaften.

Die weitaus jüngeren Böden des temperaten Bereichs sind dagegen häufig sehr viel unempfindlicher gegen Eingriffe. Sie verfügen über verwitterbare Minerale, die bei Störungen Nährstoffe nachliefern können, und sind damit stärker gegen äußere Belastungen gepuffert. Durch die Saisonalität kommt es aufgrund niedriger Temperaturen zur Vegetationsruhe und zu Phasen mit sehr stark reduzierten Umsetzungsraten. Während dieser Zeit sind Eingriffe des Menschen weitgehend unschädlich. Weiter sind Höhe und Intensität der Niederschläge wesentlich geringer, so daß Nährstoffauswaschung und Erosion geringer sind.

Wie an der vorangehenden Fallstudie für Mitteleuropa (Kap. E 2.1) gezeigt wurde, haben sich die Eingriffe des Menschen über einen Zeitraum von 6.000 Jahren erstreckt, während der starke Eingriff im Amazonasgebiet erst seit 50 Jahren erfolgt. Dennoch kann die dort gegenwärtig ablaufende Phase ursächlich durchaus mit der Rodungsphase des Mittelalters in Europa verglichen werden, wenn auch die Intensität der Änderung heute wesentlich größer ist. Die Folgen für die biologische Vielfalt sind jedoch vollständig verschieden. In Mitteleuropa führte die Landnutzung in jungen artenarmen Ökosystemen zu einer Erhöhung der Diversität aufgrund der Schaffung von Störzonen und Nährstoffverarmungen. Im alten Amazonasgebiet mit seiner großen Vielfalt und den seltenen Arten wird der umgekehrte Effekt erzielt (Kasten E 2.2-1)

Viele Wissenschaftler sehen für den Regenwald keine Zukunft mehr. Noch bevor der biologische Reichtum dieser Region erfaßt worden ist, wird der größte Teil verschwunden sein. Daß man sich insbesondere um die Wälder Amazoniens sorgt, liegt daran, daß dieses die Region mit der höchsten Artenvielfalt der Welt ist und daß „erst“ 15% der Fläche vernichtet sind, so daß hier die Möglichkeit des Erhalts gegeben ist. In einem Land mit raschem Bevölkerungswachstum muß jedoch jeder Versuch, die Natur zu retten, scheitern, wenn nicht gleichzeitig die wirtschaftliche und soziale Situation der Menschen verbessert wird. Dazu ist es erforderlich, angepaßte Strategien der Landnutzung zu entwickeln und diese in die Praxis umzusetzen (Kap. E 3.3).

Je eher damit begonnen wird, durch ein bioregionales Management (Kap E 3.9) die Nutzung mit dem Schutz der Ökosysteme zu verknüpfen, um so größer sind die Chancen, große Teile der unersetzlichen und für das Klimageschehen wichtigen Region zu erhalten.

E 2.3
Die Einführung des Nilbarsches in den Viktoriasee: Ein volkswirtschaftlicher Pyrrhussieg?

Vor rund 35 Jahren wurde ein Eimer voller Nilbarsche aus dem nahen Albertsee in den Viktoriasee geschüttet, um der Bevölkerung eine neue Nahrungsquelle zu erschließen. Dies ist, zumindest einstweilen, geglückt. Aber der Inhalt dieses Eimers wirkte wie ein Geist aus der Flasche. Denn er hat ausgereicht, um innerhalb von rund zwei Jahrzehnten von den ca. 400 nur hier heimischen (endemischen) Buntbarscharten (Cichliden) weit über die Hälfte auszulöschen (Goldschmidt, 1997). Ihre Biomasse nahm um 99% auf unter 1% der gesamten Fischbiomasse im Viktoriasee ab (Stiasny und Meyer, 1999). Der Nilbarsch (*Lates niloticus)* wurde zu einer der wichtigsten Ernährungs- und Einkommensgrundlagen für die Bevölkerung von Kenia, Uganda und Tansania. Im Jahr 1994 wurden fast 400.000 t Nilbarsch gefischt und verkauft, wahrscheinlich sogar mehr. Aber

Kasten E 2.2-1

Bedeutung der Art-Areal-Beziehung für unterschiedliche Lebensräume

Die Artenzahl pro Flächeneinheit wird als Artendiversität bezeichnet. Diese Diversität ist für ein Ökosystem jedoch keine feste Größe, sondern hängt stark von der Flächengröße ab. Je größer die Fläche, umso größer die Artenzahl und umgekehrt. MacArthur und Wilson (1967) erkannten als erste diese Beziehung, die für alle Organismengruppen gültig ist. Sie läßt sich mit der Gleichung

$$S = C\,A^{z}$$

darstellen.

Die Beziehung ist exponentiell, S ist die Zahl der Arten, A ist die Flächengröße, z ein Exponent, der auch als „Exponent der Verinselung“ bezeichnet wird und C ist ein Faktor, der vom Artenreichtum der jeweiligen Tier- oder Pflanzengruppe abhängt. Abb. E 2.2-2 zeigt am Beispiel der mitteleuropäischen Brutvögel den Verlauf der Arten-Areal-Beziehung für großflächige Landgebiete. Die Funktion dieser Beziehung ist bei logarithmischer Auftragung durch eine ansteigende Gerade zwischen den Punkten G und Ü repräsentiert. Unterhalb des Punkts G, der den Grenzwert der Arealgröße von etwa 1 km^{-2} für mitteleuropäische Brutvögel markiert, zeigen Untersuchungsergebnisse die exponentielle Abnahme der Artenvielfalt bei kleineren Arealen. Tritt in den Untersuchungsergebnissen ein überproportionaler Anstieg der Artenzahlen in Relation zur Art-Areal-Beziehung auf, wie sie der Punkt Ü markiert, so ist dies ein Hinweis darauf, daß Arealgrenzen überschritten wurden und ein anderer Arealtyp mit einbezogen wurde. Es lassen sich mit den Art-Areal-Beziehungen sowohl Mindestgrößen von Flächen ermitteln, die für bestimmte Tier- oder Pflanzengruppen notwendig sind, als auch Biotopabgrenzungen überprüfen.

Ebenso läßt sich feststellen, ob Verbundsysteme noch als Einheit wirken oder nicht. Mit Hilfe von Art-Areal-Beziehungen lassen sich „Erwartungswerte“ ableiten, wenn der Faktor C und der Exponent z bekannt sind.

Anhand der Erwartungswerte kann der Ist-Zustand bewertet werden, d. h. dessen Abweichungen nach unten oder oben im Vergleich zum Erwartungswert.

Vergleicht man die Situation in Mitteleuropa und in Amazonien, läßt sich feststellen, daß die Artenzahl mit steigender Fläche in Europa erheblich weniger ansteigt als in Amazonien, bei den Brutvogelarten z. B. um den Faktor 5 (Reichholf, 1998), was in dem stärker insulären Vorkommen begründet ist. Dies hat weitreichende Konsequenzen. Während in Europa einige Prozente geschützter Flächen ausreichen, um den Artenbestand weitgehend zu sichern, müssen die Flächen in den Tropen sehr viel größer sein, um den gleichen Effekt zu erzielen. Die europäischen Lebensgemeinschaften sind durch ein stärkeres Miteinander, diejenigen der Tropen durch ein stärkeres Nebeneinander geprägt.

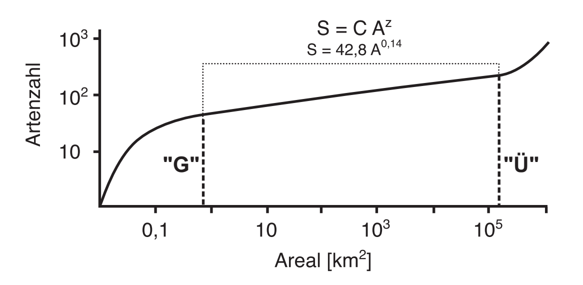


Abbildung E 2.2-2
Funktion der Art-Areal-Beziehung.
Quelle: Reichholf, 1998

seit diesem Rekordjahr sind die Erträge rückläufig und die Wasserqualität des Viktoriasees hat sich drastisch verschlechtert. Die jüngere Geschichte des Viktoriasees ist ein Lehrstück über den Konflikt zwischen den Überlebensbedürfnissen der lokalen Bevölkerung und der Erhaltung eines Weltnaturerbes.

Die Veränderungen des Viktoriasee-Ökosystems können auf natürliche und auf vom Menschen ausgelöste Effekte zurückgeführt werden, wobei keine Einigkeit über die relative Bedeutung der einzelnen Faktoren besteht:

– Überdüngung durch Landnutzungsänderungen und Abwasser,
– Veränderung der Lebensgemeinschaften durch die Einführung einer exotischen Art,
– kurzfristige natürliche Klimaschwankungen.

E 2.3.1 Die Eutrophierung des Viktoriasees

Mit einer Fläche von 68.460 km^2 ist der Viktoriasee der drittgrößte Binnensee der Erde und der größte in Afrika (Herdendorf, 1990). Unterschiede in den Niederschlägen führten in der Vergangenheit zu erheblichen Schwankungen des Seespiegels (Nicholson, 1998). Seit 1960 ist der See angestiegen und die Oberflächenwassertemperaturen haben sich um 0,5 °C erhöht. Während Anfang der 60er Jahre das Wasser stets bis in Tiefen von 55 m durchlüftet war, nimmt nun der Sauerstoffgehalt des Wassers bereits unterhalb von 30 m Tiefe stark ab (Hecky, 1993). Zwei Faktoren werden für den Sauerstoffschwund in der Tiefe verantwortlich gemacht: Die Überdüngung und die Stabilisierung der Wassersäule durch stärkere Erwärmung des Oberflächenwassers.

Der Wasserspiegelanstieg der letzen Jahre führt zur Auswaschung der nunmehr überfluteten Böden in unmittelbarer Umgebung des Sees. Da diese reich an Apatit sind, gelangt viel Phosphor in den See. Dies hat zur Folge, daß im Gegensatz zu den meisten übrigen Seen Stickstoff der produktionsbegrenzende Nährstoff ist (Holtzman und Lehman, 1998). Der Stickstoff stammt vor allem aus diffusen Einträgen der umgebenden Landflächen infolge der Verdichtung der Bevölkerung in Ufernähe und der Intensivierung der Viehhaltung. Das weitverbreitete Abbrennen von Wäldern und

Savannen, auch in der weiteren Umgebung des Sees, hat zusätzlich einen erheblichen Nährstoffeintrag über die Niederschläge zur Folge (Hecky, 1993). Anfang der 60er Jahre bestand das Algenplankton vor allem aus Kieselalgen (*Aulacoseira* [*Melosira*] *nyassensis* var. *victoriae*, Kilham, 1990). Heute dominiert das stickstoffbindende Cyanobacterium *Anabaena*. Das Verschwinden der wenig schwebefähigen großen Kieselalgen ist möglicherweise eine Folge der Stabilisierung der Wassersäule durch die Erwärmung der Wasseroberfläche. Das Auftreten von *Anabaena* ist dagegen ein deutliches Indiz für die Eutrophierung des Viktoriasees. Gleichzeitig erhöhte sich die Primärproduktion erheblich (Hecky, 1993). Pro Jahr werden heute etwa 20 kg organische Substanz pro m^2 produziert (zum Vergleich: im Bodensee sind es 3 kg). Infolge seiner geringen Wassertiefe (im Mittel 40 m) und der langen Wasseraufenthaltszeit (ca. 100 Jahre) ist der See gegen Überdüngung besonders empfindlich (Vollenweider, 1968).

E 2.3.2 Die Artbildung der Buntbarsche als Schulbeispiel für die Evolutionstheorie

MacArthur und Wilson (1963) erklärten die Artenzahl auf Inseln durch die Einstellung eines Gleichgewichts zwischen Invasion neuer Arten und Auslöschung vorhandener Arten, wobei sich die resultierende Anzahl der Arten mit der Größe der Insel erhöht. Barbour und Brown (1974), Magnuson (1976) und Eckmann (1995) konnten durch eine statistische Analyse zahlreicher Seen zeigen, daß diese Gesetzmäßigkeit auch auf Seen angewandt werden kann und die Artenzahl von Fischen tatsächlich mit der Größe der untersuchten Seen zunimmt. Für den Viktoriasee ergäbe sich danach eine theoretische Zahl von etwa 100 Fischarten (Magnuson, 1976). Tatsächlich befinden sich hier aber fast 400 Cichlidenarten. Aus der molekularbiologischen Analyse ihrer Erbsubstanz kann man schließen, daß alle Buntbarsche des Viktoriasees von einer einzigen Urform abstammen, die aus dem Tanganyikasee eingewandert ist (Barel et al., 1977; Meyer et al., 1990). Diese Buntbarsche sind ein Schulbeispiel für den Prozeß der sog. adaptiven Radiation, vergleichbar mit den Darwinfinken auf den Galápagos Inseln. Die adaptive Radiation beschreibt einen Prozeß, bei dem sich nach Besiedlung eines Lebensraums durch Anpassung an die vielfältigen Lebensbedingungen neue Formen aus einer Stammform herausbilden. Im Falle der Buntbarsche wurde dieser Prozeß durch geringe Populationsgrößen, intensive Brutpflege und die genetische Isolation einzelner Populationen begünstigt (Stiasny und Meyer, 1999). Da es wahrscheinlich ist, daß der Viktoriasee vor ca. 12.000 Jahren fast vollständig ausgetrocknet war, ist anzunehmen, daß sich diese Artenvielfalt in der für einen Artbildungsprozeß extrem kurzen Zeit entwickelt hat (Stiasny und Meyer, 1999). Im Gegensatz dazu wird etwa im Baikalsee in Sibirien die große Anzahl endemischer Arten (etwa 2.000) auf das hohe Alter dieses Sees (ca. 35 Mio. Jahre) zurückgeführt (WBGU, 1998a).

E 2.3.3 Das Viktoriasee-Ökosystem verändert sein Gesicht

Die Bevölkerung im Einzugsgebiet des Viktoriasees lebte früher überwiegend von Subsistenzackerbau und Tierhaltung, Fischerei spielte eine nur untergeordnete Rolle. Im Jahr 1962 wurde bei Entebbe der Nilbarsch aus dem Albertsee eingesetzt, ein weiterer Besatz erfolgte 1963 (Lowe-McConnell et al., 1992). Der Nilbarsch ist ein raschwüchsiger Raubfisch, der ein Gewicht von bis zu 200 kg erreicht. Einer der besten Kenner der ostafrikanischen Seen hatte vor derartigen Besatzmaßnahmen gewarnt (Fryer, 1960). Tatsächlich breitete sich der Nilbarsch im Viktoriasee rapide aus und sorgte für die Auslöschung zahlloser Buntbarscharten. Im Freiwasser wurden 93% aller Buntbarscharten eliminiert, an Felsküsten etwa 70% und an seichten Stellen 30% (Goldschmidt, 1997). Verschont blieben lediglich Formen, die in Bereichen leben, die vom Nilbarsch nicht aufgesucht werden können (Kaufmann, 1992). Zunächst geäußerte Vermutungen, die Nilbarschpopulation könnte nach Elimination der Buntbarsche, die zunächst ihre Nahrungsgrundlage bildeten, zusammenbrechen, haben sich nicht bestätigt. Im einzelnen ergaben sich folgende Veränderungen im Nahrungsgefüge des Viktoriasees (Goldschmidt et al., 1990):

- Der Nilbarsch hat die meisten fischfressenden Buntbarsche sowie die sich von Buntbarschen ernährenden Welse (*Bagus dokmae* und *Clarias gariepinus*) ersetzt.
- Die Garnele *Cardinia nilotica* ist an die Stelle der früher massenhaften, partikelfressenden Cichliden getreten und dient als wichtigste Nahrungsgrundlage für junge Nilbarsche. 30% der Nahrung des Nilbarsches bilden ferner Mückenlarven der Gattung *Chaoborus*. Beide Arten fliehen während des Tages in sauerstoffarme Tiefenwasserschichten, in die der Nilbarsch wegen seines hohen Sauerstoffbedarfs nicht vordringen kann (Branstrator und Mwebaza-Ndawula, 1998).
- Einige der früher von Buntbarschen besetzten ökologischen Nischen sind nicht wieder von anderen Arten besetzt worden. Damit fehlen im heutigen Ökosystem vor allem phytoplanktonfressende Arten. In der Folge nahm die Biomasse des Algenplanktons stark zu. Insektenlarven fressende Buntbarsche wurden ebenfalls nicht ersetzt, so daß sich vor allem Mückenlarven sprunghaft vermehrten (Goldschmidt, 1997; Lehman et al., 1998).

E 2.3.4
Ist der Wandel des Viktoriasees ein Segen für die Bevölkerung?

Der Nilbarsch mit seinen hohen Fischereierträgen hat um den Viktoriasee herum zu einer tiefgreifenden Umstellung der Wirtschaft geführt. Seit 1980 ist der Jahresfischfang an Nilbarsch auf 362.000 t angestiegen, davon werden 29% in Kenia, 27% in Uganda und 44% in Tansania gefischt. Die Einkünfte der drei Anliegerstaaten aus dem Export des Nilbarschs (vermarktet als „Viktoriabarsch“) liegen heute bei rund 140 Mio. US-$ jährlich. Für Uganda und Tansania ist der Nilbarsch zu einem der wichtigsten Exportartikel überhaupt geworden. Wichtigste Abnehmer sind Europa, Israel und Australien. Im Bereich der EU stieg der Import von Nilbarsch allein zwischen 1990 und 1994 von 4.000 auf 18.000 t (Megapesca, 1999). Die Fischerei wurde zunächst von kleinen Booten aus betrieben. Die stürmische Entwicklung der Nilbarschfischerei seit 1990 war im wesentlichen durch verbesserte Fangmethoden möglich. Infolge der fortschreitenden Zentralisierung der Fischwirtschaft Ostafrikas kommt es nun aber zu einem Verlust an Arbeitsplätzen, die lokale Fischereiwirtschaft verarmt wieder zunehmend (O’Riordan, 1997). Es stellt sich daher aus sozioökonomischer Sicht die Frage nach der zukünftigen Entwicklung. Die sich abzeichnenden ökologischen Probleme sind aber möglicherweise längerfristig noch schwerwiegender:

- *Überfischung:* Nur auf den ersten Blick erscheint die Zukunftsprognose für die Fischerei am Viktoriasee günstig. Die seit 1994 leicht rückgängigen Fischerträge deuten darauf hin, daß die Bestände bereits überfischt werden. Die Anlandungen aus kleinen Booten nahmen von 50 kg auf 10 kg pro Boot ab. Die erst jüngst bekannt gewordene Praxis, Nilbarsche mit Hilfe von Pestiziden zu fangen, könnte ein Hinweis auf bereits drastisch zurückgehende Fangerträge sein (Kap. B). Trotz der extrem hohen Primärproduktion des Viktoriasees ist die Fischproduktion vergleichsweise gering.
- *Ökosystemdegradation und Überdüngung:* Die rasante Überdüngung des Viktoriasees ist ein weiterer Unsicherheitsfaktor für die Zukunft der Nilbarschfischerei. Durch die Einschleppung der Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) im Jahre 1990, die sich infolge des hohen Nährstoffgehalts des Sees rasch ausbreitet (Twongo, 1993), hat sich die Situation der Fischerei weiter verschlechtert. Die Wasserhyazinthe bewirkt eine Abschattung des darunter liegenden Wassers, wodurch die Photosynthese des Phytoplanktons durch Lichtmangel stark eingeschränkt wird oder völlig zum Erliegen kommt. Als Folge überwiegen bereits in Oberflächennähe sauerstoffzehrende Prozesse. Bei den hohen Wassertemperaturen kann es unter diesen Bedingungen innerhalb kürzester Zeit zu einer Aufzehrung des Sauerstoffs kommen. In den letzten Jahren ist es deshalb bereits mehrfach zu Fischsterben gekommen.
- *Destabilisierung der trophischen Struktur:* Durch die Zerstörung der endemischen Buntbarschpopulationen wurde nicht nur eine einmalige, überaus artenreiche Lebensgemeinschaft ausgelöscht. Es wurde auch ein komplexes und fein ausbalanciertes Nahrungsnetz durch eine einfache, von nur wenigen Arten dominierte Nahrungskette ersetzt. Durch den Sauerstoffschwund infolge der starken Überdüngung kommt es zu einer wachsenden Einschränkung des Lebensraums des Nilbarsches. Die Buntbarsche glichen ihre geringe Nachkommenzahl durch ausgeprägtes Brutpflegeverhalten aus (K-Selektion) und besaßen ein differenziertes und ressourcenschonendes Nahrungsspektrum. Im Gegensatz dazu wird das Nahrungsgefüge nunmehr durch den rasch reproduzierenden Nilbarsch (r-Selektion) dominiert. Ökologen befürchten, daß dieses Nahrungsgefüge, das durch eine einzige Schlüsselart dominiert wird, instabil ist, insbesondere wenn der Fortbestand dieser einen Art gefährdet ist.

E 2.3.5
Verlust eines Weltnaturerbes: Zerstörung heimischer Fischpopulationen zugunsten einer nichtheimischen Art

Durch die Einführung des Nilbarsches in den Viktoriasee wurden die Ernährungssicherung und die Volkswirtschaft der Anliegerstaaten Kenia, Tanzania und Uganda innerhalb von weniger als 20 Jahren auf eine neue Basis gestellt. Dieses erfolgte um den Preis der Auslöschung eines signifikanten Teils der nur hier lebenden Buntbarscharten. Ein einmaliges Weltnaturerbe wurde auf diese Weise zerstört. Es ist jedoch zu vermuten, daß zumindest ein Teil der verschwundenen Buntbarscharten auch ohne die Einführung des Nilbarsches als Folge der Überdüngung des Viktoriasees ausgestorben wäre. Die Zerstörung der heimischen Fischpopulationen hat eine drastische Umstellung des Nahrungsgefüges bewirkt, das nun durch eine einzige Art dominiert wird. Durch starke Überfischung und die anhaltende Überdüngung des Sees und den damit verbundenen Sauerstoffschwund könnte es jedoch zu einem Zusammenbruch oder doch einer starken Beeinträchtigung der Fischerei kommen. Was als Erfolgsgeschichte auf Kosten eines einmaligen Naturerbes begonnen hatte, könnte sich schon in wenigen Jahren als Pyrrhussieg erweisen.

E 2.4
Das indonesische Flachmeer: Ökosystemzerstörung durch Übernutzung und Mißmanagement

Wie an jedem Abend sind die eleganten Restaurants von Hong Kong überfüllt. Reiche Geschäftsleute wollen ihren Handelspartnern aus Übersee heute etwas ganz

Besonderes bieten: Die Lippen des Napoleonfischs (*Cheilinus undulatus*). Bis zu 300 US-$ pro Gast ist ihnen dieser Genuß wert, aber erst muß der noch lebende, bis zu 30 kg schwere und farbenfrohe Fisch im Aquarium des Restaurants bewundert werden. Der Napoleonfisch ist der Kaiser unter den Korallenfischen, und sein exorbitanter Preis erklärt sich nicht zuletzt aus den rasch schwindenden Beständen. Ob die Gäste aus Chicago, Düsseldorf oder Tokio ihr Dinner auch so genießen würden, wenn sie wüßten, auf welche Weise der Fisch gefangen worden ist? Vor wenigen Stunden wurde der Fisch in einem der ausgedehnten Korallenriffe an der Küste Indonesiens durch einen Taucher mit Zyanidlauge betäubt. Da sich der Fisch in eine der zahllosen Spalten im Riff verkrochen hatte, mußte dieses erst mit einer Brechstange zerstört werden. Erst dann konnte das betäubte Tier gefangen werden. Viele andere, kleinere Organismen starben an der Zyaniddosis.

Die Zyanidfischerei ist erst in den späten 50er Jahren auf den Philippinen eingeführt worden, hat aber heute in der gesamten indopazifischen Region erhebliche wirtschaftliche Bedeutung erlangt. 20.000– 25.000 t Jahr^{-1} werden vor allem nach Hong Kong exportiert, in erster Linie aus Indonesien. Aber viele der gefangenen Fische kommen nie auf den Markt, weil sie vorher verenden, da die Zyaniddosis zu hoch war. Die Fangzahlen übersteigen daher die Exportmengen. Jährlich werden im Indopazifik etwa 1 Mrd. US-$ im Handel mit den kostbarsten Speisefischen umgesetzt und weitere 200 Mio. US-$ für Aquarienfische, die vor allem an Kunden in den USA und Europa verkauft werden (Tomascik et al., 1997). Es wird geschätzt, daß es insgesamt nicht mehr als 20.000 Zyanidfischer gibt; eine kleine Zunft also, die gefährlich lebt: Viele Stunden täglich gehen sie in 15–20 m Tiefe ihrer harten Arbeit nach, ausgerüstet mit einer Spritzflasche mit Zyanidlauge, durch einen Preßluftschlauch mit Atemluft versorgt, die stark nach Auspuffgasen riecht. Die Zyanidfischer verdienen vergleichsweise gut; die wahren Geschäfte werden aber von anderen gemacht: den lokalen Händlern und denen im fernen Hong Kong.

Die Zyanidfischerei ist nur eine der zahlreichen Bedrohungen der Küstenökosysteme Indonesiens. 45% der Küstenlinie Indonesiens werden von Korallenriffen eingenommen, entsprechend einer Fläche von 86.000 km^2 (größer als die Fläche Österreichs). Mangrovenwälder bedecken eine Gesamtfläche von 25.000–38.000 km^2 (Tomascik et al., 1997). Durch die rücksichtslose Ausbeutung seiner marinen Ressourcen werden in ganz Indonesien nicht nur kostbare Ökosysteme zerstört, mittelfristig wird auf diese Weise eine wichtige Lebensgrundlage der Bevölkerung in Frage gestellt. Im folgenden werden die Brennpunkte dieses Problems dargestellt: die Übernutzung und Zerstörung der Korallenriffe und Mangroven sowie die indonesische Fischerei.

E 2.4.1
Korallenriffe

Wegen ihrer hohen Temperaturansprüche sind Korallen auf die Tropen und Subtropen beschränkt. Ihre weltweite Ausdehnung wird nach neueren Analysen in seichtem Wasser auf 255.000 km^2 geschätzt (Spalding und Grenfell, 1997). Mit einem Anteil von ca. 15% an der weltweit von Korallenriffen bedeckten Fläche stellen die indonesischen Korallenriffe die ausgedehntesten der Erde dar. Korallen sind typisch für produktionsarme (oligotrophe) Meere. Das Vorkommen von Riffen in relativ produktiven Gewässern wie in Indonesien ist eher die Ausnahme. Mit 700–4.500 g C m^{-2} Jahr^{-1} (Tomascik et al., 1997) ist ihre Produktivität fast doppelt so hoch wie jene des umgebenden Flachmeeres (180–2.600 g C m^{-2} Jahr^{-1}; Gieskes et al., 1990). Ihre auf geschlossenen Stoffkreisläufen beruhende biologische Produktivität zählt zu den höchsten in marinen Lebensräumen und ist die Grundlage für die hohen hier zu erzielenden Fischerträge. Neben den tropischen Regenwäldern gehören Korallenriffe zu den artenreichsten Ökosystemen der Erde. Bisher wurden allein 800 riffbildende Korallenarten beschrieben. Riffe beherbergen zudem eine charakteristische artenreiche Lebensgemeinschaft, z. B. etwa 4.000 Fischarten (Paulay, 1997). Insgesamt werden 1–9 Mio. mit Korallenriffen assoziierte Arten vermutet (Norse, 1993). Allein im Bereich zwischen Südostasien und dem Großen Barriereriff wurden über 700 Korallen-, 1.500 Fisch- und 4.000 Molluskenarten beschrieben. Es wird vermutet, daß die Artenvielfalt von Korallenriffen tatsächlich noch wesentlich größer ist (Wilkinson und Buddemeier, 1994).

Wirtschaftliche Bedeutung von Korallenriffen

Die jährliche Wertschöpfung aus Korallenriffen wird weltweit auf rund 375 Mrd. US-$ geschätzt (Costanza et al., 1997). Etwa 25% der Fischerei in Entwicklungsländern beruht auf Korallenfischen mit einem Gesamtwert von 50–100 Mrd. US-$ (Kaufmann und Dayton, 1997). Durch Überfischung und destruktive Fischereipraktiken entsteht allein in Indonesien ein jährlicher Schaden von 10 Mio. US-$. Bei sorgfältigem Management könnten in diesem Land 320 Mio. US-$ Gewinn erzielt und 10.000 Fischer beschäftigt werden. Pro km^2 Korallenriff können jährlich etwa 15 t Fisch und andere Meerestiere gewonnen werden (Cesar, 1996). Organismen in Korallenriffen werden als aussichtsreiche Quelle von Naturstoffen für die Erzeugung von Medikamenten angesehen (Birkeland, 1997). Eine weitere wichtige Funktion von Korallenriffen besteht im Küstenschutz (Erosion und Hochwasserschutz).

Die Bedrohung von Korallenriffen

Korallenriffe werden direkt durch Baumaßnahmen und Trittschäden mit Taucherflossen beeinträchtigt (Jame-

son und Smith, 1997). Hinzu kommen Schädigungen durch Sedimentablagerungen und die Eutrophierung küstennaher Flachwasserbereiche durch landseitige Einleitungen (Düngung, Abwässer). Als Folge werden Korallen durch das sich entwickelnde Algenplankton beschattet. Ähnlich schwerwiegend ist die gelegentliche massenhafte Entwicklung von Algen, die die Riffe überziehen und abtöten (Dubinsky und Stambler, 1996). Auch durch Überfischung wird häufig die Struktur der Rifflebensgemeinschaft entscheidend verändert, insbesondere wenn Schlüsselarten (Kasten D 2.4-1) eliminiert werden. So nehmen z. B. Seeigel durch Abfischen ihrer natürlichen Feinde überhand und zerstören große Korallenbestände. Destruktive Fischereipraktiken (Zyanid- und Dynamitfischerei) zerstören fast alle Organismen in Korallenriff-Ökosystemen. Eine seeseitige Umweltverschmutzung erfolgt durch die Abgabe ölhaltigen Ballastwassers durch Schiffe sowie durch Ölunfälle. Als Folge dieser negativen Einflüsse ist nicht nur die biologische Vielfalt der Lebensgemeinschaften bedroht, es kommt auch zur Beeinträchtigung wichtiger Nutzungsfunktionen (Bryant et al., 1998).

Erhöhte Wassertemperaturen führen zu dramatischen Veränderungen der Korallenriffe, dem Ausbleichen der Korallen. Dabei verlieren die Korallen 60–90% ihrer mit ihnen in Symbiose lebenden einzelligen Algen. Über diesen Mechanismus kann sich ein Klimawandel unmittelbar auf die weltweite Existenz von Korallenriffen auswirken. Dieser wichtige Zusammenhang wird ausführlich in Kap. F 4.2.4 behandelt.

Eine weltweite Analyse über die Gefährdungssituation der Riffe, bei der nicht ihr Zustand, sondern in einem kombinierten Indikator u. a. ihre Nutzungsintensität zugrunde gelegt wurde, ergab, daß weltweit 27% der Riffe als stark gefährdet, 31% als gefährdet und 42% als wenig gefährdet eingestuft werden können (Tab. E 2.4-1). Diese Bewertung korreliert in etwa 80% aller Fälle mit dem tatsächlichen Zustand der Riffe. Weltweit sind 36% aller Riffe durch Übernutzung bedroht, 30% durch Küstenentwicklung, 22% durch landseitige Umweltverschmutzung und Erosion und 12% durch Meeresverschmutzung (Bryant et al., 1998).

Neben der Kenntnis der Gefährdungspotentiale ist die Analyse des tatsächlichen Zustands der Korallenriffe (Monitoring) eine entscheidende Voraussetzung für wirkungsvolle Schutzmaßnahmen. Indirekte land- und seeseitige Einflüsse sind in der Regel schwerer zu erkennen und zu kontrollieren als direkte Beeinträchtigungen durch Übernutzung, mechanischen Streß und Biotopkonversion. Zur Quantifizierung der tatsächlichen Beeinträchtigung von Riffen wird dabei häufig der Flächenanteil der Bedeckung mit Korallentieren innerhalb der Riffe herangezogen, da dieser relativ leicht erhoben werden kann (Tab. E 2.4-2). Die Bewertung von Korallenriffen aufgrund ihres Bedeckungsgrads ist allerdings problematisch: Hohe Bedeckungsgrade werden in der Regel auch in Gebieten erreicht, in denen wenige Arten dominieren (geringe biologische Vielfalt). Demgegenüber weisen artenreiche und daher als besonders wertvoll einzustufende Korallenriffe mitunter Bedeckungsgrade von nur 50% oder weniger auf.

Erhaltung und Nutzung von Riffen

Voraussetzung für die Erhaltung von Korallenriff-Ökosystemen „ist die Begrenzung und Aufrechterhaltung aller Nutzungen und Einflüsse auf einem Niveau, das die Fähigkeit des Systems zur Produktion und Regeneration nicht überschreitet“ (International Coral Reef Initiative Framework for Action, 1995). Für Korallenriffe könnte analog zu den Landschaften ein System abgestufter Nutzungsintensitäten (Kap. E 3.3.1) angestrebt werden. Dieses Konzept ist am Großen Barriereriff in Australien bereits verwirklicht (Kasten E 3.9-3). Entsprechend den in Kap. E 3.3.1 entwickelten Grundsätzen müssen aber auch in den intensiv genutzten Riffen die Prinzipien der Nachhaltigkeit berücksichtigt werden:

- Typ N („Naturschutz“): Um die biologische Vielfalt zu erhalten, wird jede Nutzung ausgeschlossen. Am Großen Barriereriff sind 20% der Riffläche unter vollständigen Schutz gestellt (Kasten E 3.9-3). Nur Forschung ist in diesem Bereich eingeschränkt erlaubt.
- Typ W („Wirtschaftliche Nutzung“): Hier handelt es sich um Bereiche, in denen eine kontrollierte wirtschaftliche Nutzung erlaubt ist. Voraussetzung für die Nutzung lebender Ressourcen, vor allem durch die Korallenriffischerei, muß die Vermeidung destruktiver Praktiken (z. B. Zyanid- und Dynamitfischerei) sein. Gefährdete Fischarten sind auch hier unter vollständigen Schutz zu stellen.
- Typ M („Mittleres Schutzerfordernis“): Diese Nutzungsform sollte ausschließlich die Nutzung für Forschung, Tourismus und Erholung zulassen, Fischerei jedoch verbieten. Insbesondere der Tourismus bietet den Vorteil einer umweltbildenden Funktion. Ansonsten müssen für die Auswahl der Riffe die gleichen Kriterien wie für Nutzungstyp N gelten. Die Einrichtung von fischereifreien Zonen (also Typen „N“ und „M“) dient neben der Erhaltung der biologischen Vielfalt auch der Bestandssicherung anderer wirtschaftlich nutzbaren Ressourcen durch Schaffung von Rückzugs- und Brutgebieten.

E 2.4.2 Mangroven

Unter Mangroven versteht man Waldökosysteme in der tropischen Gezeitenzone. Mangrovenwälder erstrecken sich über den Gezeitenbereich flacher Küstenareale und können bis 30 km landeinwärts reichen. Trotz der schwierigen Umweltbedingungen sind Mangroven überaus produktiv. Ihre Nettoprimärproduktion beträgt 300–1.250 g C m^{-2} $Jahr^{-1}$. Mangroven stellen komplexe

Region/Meeresgebiet	Geringes Gefährdungs-potential [%]	Mittleres Gefährdungs-potential [%]	Hohes Gefährdungs-potential [%]
Naher Osten	39	46	15
Karibik	39	32	29
Übriger Atlantik	13	32	55
Indischer Ozean	46	29	25
Südostasien	18	26	56
Pazifischer Ozean	59	31	10

Tabelle E 2.4-1
Gefährdung der Korallenriffe.
Quelle: Bryant et al., 1998

Zustand	Bedeckungsgrad mit lebenden Korallen [%]	Anteil an Gesamtfläche indonesischer Korallenriffe [%]
Intakt	75–100	7
Gut	50–75	22
Mittelmäßig	25–50	28
Stark geschädigt	<25	43

Tabelle E 2.4-2
Zustandsbewertung indonesischer Korallenriffe.
Quelle: Tomascik et al., 1997

und fein ausbalancierte Ökosysteme mit hoher biologischer Vielfalt dar. Hier treffen terrestrische und marine Lebensgemeinschaften zusammen. Sowohl die hohe Produktivität als auch die große biologische Vielfalt sind für den hohen Nutzungswert von Mangroven verantwortlich (Lalli und Parsons, 1997). Die ökologische und wirtschaftliche Bedeutung von Mangroven wurde bis vor kurzem als relativ gering eingestuft. Erst in jüngerer Zeit wurde ihre Wichtigkeit erkannt. Mangroven tragen durch ihre sedimentakkumulierende Wirkung zur Stabilisierung von Ufern und Küsten im Gezeitenbereich bei und sind somit ein wichtiger Faktor im Küstenschutz. Durch die wellenabschwächende Wirkung wird die Küste vor Erosion durch Wellenschlag und Sturmschäden geschützt. In Gebieten, wo Mangroven zerstört werden, findet eine schnelle Rückverlagerung der Küstenlinie statt. Neben Nigeria und Mexiko gehören die indonesischen Küsten zu den mangrovenreichsten Gebieten der Erde. Die Angabe über die Gesamtausdehnung der Mangroven ist allerdings mit noch größeren Unsicherheiten behaftet als im Fall der Korallenriffe (Tomascik et al., 1997). Obwohl quantitative Angaben auch hier sehr ungenau sind, ist davon auszugehen, daß in Indonesien in den vergangenen 15–20 Jahren viele Mangroven zerstört worden sind, allein für Java wird der Verlust auf 98% geschätzt. Die ausgedehntesten und noch am wenigsten beeinträchtigten Mangroven sind an den Küsten von Irian Jaya zu finden.

Der Bau von Siedlungen und Industrieanlagen sowie die Errichtung von Fischzuchtteichen (Tambaks) werden als die wichtigsten Faktoren für die Zerstörung der Mangroven angesehen. (Tomascik et al., 1997; Kap. E 3.4). Neben der Biotopzerstörung stellt die nichtnachhaltige Nutzung das größte Gefährdungspotential für die indonesischen Mangroven dar. So erzielte die Garnelenfischerei 1973–1979 einen Ertrag von 29.000–133.000 t Jahr $^{-1}$. Bis 1996 war dieser Wert noch geringfügig auf 144.000 t angestiegen, entsprechend einem Handelswert von 597 Mio. US -$. Eine weitere Steigerung ist jedoch nicht mehr zu erwarten. Daneben wird das Holz der Mangrovenbäume für den Bau von Booten, Häusern sowie für die Zellstoffproduktion und als Brennmaterial (Holzkohle) genutzt. Aus Hölzern für die Zellstoffproduktion wird ein jährlicher Gewinn von etwa 20 Mio. US-$ erzielt (Tomascik et al., 1997). Auch die lokale Bevölkerung hat die Mangroven seit langer Zeit genutzt. Aus diesen Nutzungsformen wird mit einer jährlichen Wertschöpfung von etwa 10 Mio. US-$ gerechnet. Neben Holz werden durch die lokale Bevölkerung auch Honig sowie pflanzliche Naturstoffe mit Heilwirkung aus den Mangroven gewonnen (Tomascik et al., 1997).

E 2.4.3 Fischerei

Die vergleichsweise hohe Produktivität des indonesischen Flachmeeres sowie die leichte Zugänglichkeit und die meist günstigen Witterungsbedingungen schaffen gute Voraussetzungen für die Fischerei. Zur Zeit wird etwa 60% des Proteinbedarfs der indonesischen Bevölkerung aus der Fischerei gedeckt. Mit der Korallenriffischerei werden in einigen Teilen Indonesiens bis zu 22% (Riopelle, 1995) des Proteinbedarfs gedeckt, bei den ASEAN-Staaten sind es im Mittel 6%. Von 1969–1995 haben sich die Fischerträge Indonesiens annähernd vervierfacht. Mit einer weiteren Steigerung ist allerdings kaum zu rechnen. Der Großteil der Fänge dient der Deckung des Eigenbedarfs (FAO, 1993). Der Anteil des Landes an den Weltfangerträgen beträgt heute etwa 3%.

E 2.4.4
Konfliktfeld zwischen wirtschaftlicher Nutzung sowie Biotop- und Arterhaltung

Im Hinblick auf die Gesamtlänge der Küsten, aber auch auf die biologische Vielfalt an Land und im Wasser ist Indonesien weltweit einzigartig. In diesem Land gibt es aber auch eine Vielzahl drängender Umweltprobleme, insbesondere auch die Verschmutzung und Zerstörung bzw. Degradation mariner Ökosysteme vorwiegend in den küstennahen Regionen. Umso wichtiger ist die Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Küstenzone und der Interessenausgleich zwischen ökologischen und sozioökonomischen Anforderungen (Yong, 1989). Das Land besitzt eines der umfangreichsten Gesetzeswerke zur Bewahrung der Umwelt und zum nachhaltigen Management der natürlichen Ressourcen. Es ist das erklärte Ziel der Regierung, landesweit eine Gesamtfläche von 10 Mio. ha als marine Schutzgebiete in insgesamt 85 Naturreservaten auszuweisen. Diesem Ziel steht aber eine ernüchternde Realität gegenüber: Das Reservat Kepuluauan Seribu in Westjava wurde bereits 1982 als Schutzgebiet eingerichtet, dennoch schritt dort die Zerstörung der Biotope weiter voran. Generell werden Pläne zur Ausweisung von Schutzgebieten nicht umgesetzt. Ein wesentlicher Grund ist die Finanzknappheit des Staates und der Verwaltungen der Hafenstädte seit der massiven Wirtschafts- und Währungskrise, das Fehlen von Managementplänen, das Fehlen von Infrastruktur und Know-how für die Durchführung eines wirkungsvollen Umweltmanagements, unzureichendes Wissen in der lokalen Bevölkerung und bei Entscheidungsträgern sowie eine mangelhafte Informationsbasis über die marinen lebenden Ressourcen. Hinzu kommen das Fehlen von Monitoringprogrammen und die bestehenden Unsicherheiten im Hinblick auf objektivierbare Bewertungskriterien des ökologischen Zustands ausgewiesener Schutzgebiete.

E 2.4.5
Ausblick

Die Verdichtung der Bevölkerung im Küstenbereich Indonesiens wird voraussichtlich in den nächsten Jahrzehnten noch erheblich zunehmen. Kurzfristig ist daher damit zu rechnen, daß sich die bereits jetzt bestehenden Nutzungskonflikte der Küstenzone weiter verschärfen werden. Auf der einen Seite ist die Küstenzone ein Bereich, in welchem sich Ökosysteme von höchster Artenvielfalt befinden. Diese stellen eben nicht nur schützenswerte Naturräume von globaler Bedeutung dar, sie bergen auch ein immenses Potential für wirtschaftliche Nutzung. Auf der anderen Seite ist der Küstenbereich aber bereits jetzt eine bevorzugte Region für Industrie, Handel, Landwirtschaft und Stadtentwicklung. Nur wenn sich die Erkenntnis durchsetzt, daß eine ausgewogene Strategie für Nutzung und Schutz (Kap. E 3.9) dieser wertvollen Naturräume ihre nachhaltige Nutzung auch in der Zukunft sicherstellen kann, besteht die Chance, einen ökologischen Kollaps zu verhindern, der notwendigerweise einen ökonomischen Zusammenbruch nach sich ziehen würde.

Schwerpunktthemen

E 3

E 3.1 Wahrnehmung und Bewertung

E 3.1.1
Einleitung

Der Mensch gestaltet seit Jahrtausenden seine Umwelt und verändert natürliche Gegebenheiten nach seinen Bedürfnissen und Interessen. Wenn es angesichts der Forderung nach einer nachhaltigen Entwicklung um eine Reflexion und Veränderung des aktuellen Naturverhältnisses des Menschen geht, ist es notwendig, die Faktoren, die dieses Verhältnis bestimmen, genauer zu analysieren. Dabei zeigen sich zwei Dinge, die bei den Schutzbemühungen um die Biosphäre auf jeden Fall beachtet werden müssen:

- Es gibt kein einheitliches, universell geltendes Mensch-Natur-Verhältnis, sondern dieses ist regional und kulturspezifisch unterschiedlich ausgeprägt.
- Nicht nur (monetäre) Nutzungsinteressen spielen eine Rolle, sondern auch ideelle, symbolische und ästhetische Aspekte, die durch kulturelle Faktoren bestimmt werden.

E 3.1.2
Mensch-Natur-Schnittstellen

Menschen sind in vielfältiger Weise mit der Natur verwoben. Aus diesen Beziehungen lassen sich drei elementare Grundfunktionen herauskristallisieren (Markl, 1986):

- Menschen sind Produkte der natürlichen Evolution.
- Sie sind auf die Natur und ihre Produkte angewiesen, um sich selbst am Leben zu erhalten: die Natur ist die Lebensgrundlage des Menschen.
- Menschen nutzen die Natur; sie schaffen große Veränderungen, in vielen Fällen mit zerstörerischer Kraft.

In welcher Weise die Natur als Lebensgrundlage genutzt wird, wird sowohl durch die natürlichen Bedingungen als auch durch kulturelle Faktoren bestimmt (Fischer-Kowalski und Weisz, 1998). Beide stehen in einem wechselseitigen dynamischen Austausch. An der Schnittstelle zwischen Kultur und Natur finden menschliche Handlungen statt, die sich sehr unterschiedlich auf die biologische Vielfalt auswirken.

Die Beschaffenheit der natürlichen Umwelt, die den Menschen umgibt, stellt die Rahmenbedingungen für Umgangsweisen mit der Natur dar. Verschiedene Landschaftseinheiten, wie tropische Wälder, die Arktis, Steppen, Savannen, immergrüne Laubwälder, Ozeane, Wüsten usw. bedeuten für den Menschen verschiedene Entwicklungsangebote und spezielle Herausforderungen, die er bestehen muß, wenn er dort überleben will (Bargatzky, 1986). Der Mensch ist in seiner Entwicklung jedoch nicht ausschließlich durch das natürliche Habitat determiniert, sondern hat vielfältige Möglichkeiten, mit seiner Umwelt zu interagieren. Aus diesem Grund wird hier zur Charakterisierung des Mensch-Umwelt-Verhältnisses nicht von „Anpassung“ gesprochen, sondern von kulturell bedingten Mensch-Umwelt-Interaktionen. Der Mensch kann seine Umwelt gravierend verändern und die Umwelt somit an seine Bedürfnisse anpassen. Dies belegen historische Beispiele, wie die Umwandlung von Wald- in Acker- und Weidelandschaften in Mitteleuropa seit dem 10. Jahrhundert (Gleitsmann, 1989; Kap. E 2.1). Auch aktuelle Beispiele, wie die Umwandlung von Regenwäldern in Savanne (Primack, 1993) oder die Umleitung oder Trockenlegung von Flüssen und Seen mit den entsprechenden Folgen für die Landschaft (WBGU, 1994) belegen diesen wechselseitigen Einfluß. Aber auch weniger drastische Beispiele von kultureller Landschaftsgestaltung lassen sich anführen. Die dem Westeuropäer „wild“ erscheinenden Landschaften in Amazonien weisen viele menschliche Prägungen auf, die auf die Anbaumethoden z. B. der brasilianischen Kayapó-Indianer zurückzuführen sind: Sie erweitern die Vegetation sowohl durch das Pflanzen von Nuß- und Fruchtbäumen in den verschiedenen ökologischen Zonen des Walds als auch durch das Anlegen neuer Waldinseln in Savannen (Posey, 1982).

Der bedeutsame Einfluß kultureller Faktoren wird auch am Beispiel der Meo und Karen sichtbar, zweier im Bergland Nordwestthailands ansässiger Bevölkerungsgruppen. Beide Gruppen leben im gleichen Biom (immergrüne Primärwälder), pflegen aber unterschiedliche Lebensweisen (Anbautechniken, Wohnformen). Die Meo betreiben Feldbau auf der Grundlage der Rodung von Primärwald, indem sie zunächst Flächenbrände legen und dann durch tiefes Aufhacken des Bodens alle Reste der Baumbestände entfernen. Der Boden wird mehrjährig bis zur vollständigen Verarmung genutzt. Auf Grund der daraus resultierenden Bodenerosion sind die Meo gezwungen, ihre Siedlungen immer wieder zu verlegen.

Die Karen dagegen erhalten die ihre Siedlungen umgebende Natur und beschränken sich auf Rodungen des Sekundärwalds. Die ebenfalls durch Brandrodung angelegten Felder werden nur ein Jahr genutzt und liegen anschließend so lange brach, bis der nachgewachsene Sekundärwald wieder ohne Verschlechterung des Bodens bewirtschaftet werden kann. Der so erhaltene

umliegende Primärwald bietet Schutz vor Erosion und dient gleichzeitig als „Saatspeicher“ für den sich regenerierenden Sekundärwald. Die Karen behalten ihren Siedlungsstandort in der Regel bei. Diese unterschiedlichen Lebensweisen werden durch kulturelle Faktoren verursacht: Für die Karen sind Vorstellungen lokaler Harmonie von zentraler Bedeutung. Sie wollen seßhaft bleiben und halten deswegen trotz eines höheren Arbeitsaufwands und schlechterer Erträge an dieser Anbauweise fest (Bargatzky, 1986).

Kulturelle Faktoren können sowohl zur Erhaltung als auch zur Zerstörung biologischer Vielfalt beitragen. Besonders bei traditionalen (vorindustriellen und vorkolonialen) Gesellschaften, die in enge Rückkopplungsschleifen mit der Natur eingebunden sind, ist das Verhältnis zwischen Weltanschauung, Religion, Wirtschaftsweise und Umgang mit der Natur deutlich ausgeprägt (Kap. E 3.5.2.). Bei komplexeren Industriegesellschaften hingegen sind die kulturellen Einflußfaktoren vielfältig und zum Teil widersprüchlich. Dem Christentum als wichtigem kulturellen Baustein vieler westlicher Gesellschaften werden sowohl positive Einflüsse auf Naturverhältnisse (Respekt vor der Schöpfung Gottes und vor Lebewesen) als auch negative Konsequenzen zugeschrieben („Machet Euch die Erde untertan“; Gardner und Stern, 1996). Der Hinduismus mit der Einheitsvorstellung von Mensch, Natur und Gott (Krieger und Jäggi, 1997) hat dazu beigetragen, daß viele als heilig angesehene Habitate unberührt blieben und heute Orte hoher biologischer Vielfalt sind (Sinha, 1995). Das hat jedoch nicht in ganz Indien oder anderen hinduistischen Ländern zu einem schonenden Umgang mit Natur geführt, da auch andere Faktoren wie wirtschaftliche Interessen eine Rolle spielen.

Die von Dasmann (1988) getroffene Unterscheidung in „Ökosystemmenschen“, deren Wohlergehen von der Langzeitverfügbarkeit der natürlichen Ressourcen in ihrer unmittelbaren Umgebung stark abhängt, und in „Biosphärenmenschen“, die ihre Ressourcen aus der Ferne und oftmals transformiert durch industrielle Prozesse beziehen, kann die Unterschiedlichkeit der Mensch-Umwelt-Schnittstellen zwischen industriellen und nichtindustriellen Gesellschaften treffend veranschaulichen.

E 3.1.3
Traditionale Gesellschaften („Ökosystemmenschen“)

Bei vielen sog. Naturvölkern haben sich ihre Naturbeziehungen über lange Zeit kaum verändert. Sie haben nicht die technologischen, wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Umbrüche der westlichen Welt miterlebt und wurden deswegen von westlichen Eroberern oder Beobachtern vielfach für „primitiv“ gehalten. Erst die westlichen Eroberungs- und Vernichtungszüge seit dem späten Mittelalter brachten Veränderungen, die nicht selten ganze Völker ausrotteten oder die Überlebenden ihrer Kulturen und Lebensart beraubten und ihre traditionellen Siedlungsgebiete zerstörten. Den heute noch existierenden sog. indigenen Völkern (Kasten E 3.1-1) kommt auf Grund ihres speziellen Naturverhältnisses für die Erhaltung der biologischen Vielfalt eine zentrale Stellung zu. Dies erkennt auch die Biodiversitätskonvention explizit an (Art. 8 j CBD; Kap. I 3.2). Für die Bemühungen um die Erhaltung biologischer Vielfalt kann viel von den seit Jahrtausenden mit diesem Anliegen vertrauten Völkern gelernt werden. Das historische Beispiel zweier indigener Völker zeigt, welches die kulturellen Steuerungsmechanismen sind, die es erlauben, die natürlichen Ressourcen erfolgreich zu nutzen, ohne sie dabei zu zerstören (Kasten E 3.1-1).

Aus Fallstudien dieser Art lassen sich im wesentlichen vier Prinzipien ableiten, die in vielen traditionalen und indigenen Gesellschaften in Form von sozialen Regeln und Beschränkungen zum nachhaltigen Umgang mit Natur und damit zum Schutz biologischer Vielfalt führen (Berkes et al., 1995):

- Die Bestimmung spezifischer total geschützter Habitate oder Ökosysteme: Beispiele dafür sind als heilig deklarierte Berge, Wiesen, Wälder, Flüsse oder Seen.
- Die Bestimmung spezifischer Arten, die nicht oder nur eingeschränkt genutzt werden dürfen: Zum Beispiel sind in weiten Teilen der Alten Welt *Ficus*-Bäume durch Tabus geschützt. Im Amazonasgebiet sind bestimmte Fische, die für die medizinische Versorgung als wichtig angesehen werden, nicht als Nahrung erlaubt.
- Die Verpflichtung zum Schutz von Tieren in bestimmten kritischen Phasen, wie der Brut- und Fortpflanzungszeit.
- Die Organisation der Ressourcennutzung unter der Aufsicht und Kontrolle lokaler Experten.

Viele indigene und traditionale Gesellschaften, die in hohem Maß auf die langfristige Funktionsfähigkeit ihrer unmittelbaren Umgebung angewiesen sind, haben – im Gegensatz zu westlichen Kulturen – einen Lebensstil entwickelt, der dem Gedanken der Nachhaltigkeit aus ökologischer Perspektive gerecht wird. Bei dieser Feststellung dürfen zwei wichtige Aspekte nicht übersehen werden: Zum einen sind indigene oder traditionale Gesellschaften damit nicht von vorn herein „gut und edel“. Auch diese naturverbundenen und -gebundenen Gesellschaften haben in ihrer Geschichte zur Ausrottung von Tierarten beigetragen, haben ganze Landstriche verwüstet (McNeely et al., 1995). Manche hatten und haben aus heutiger westlicher Sicht völlig inakzeptable soziale gesellschaftliche Strukturen und Praktiken entwickelt, wie Menschenhandel und andere gravierende Verletzungen der Menschenrechte. Die einseitige Verklärung der Ureinwohner als „edle Wilde“ mag Ausdruck der Sehnsucht nach einer besseren Welt oder dem Naturparadies sein, hat aber in der Regel mit dem Lebensalltag indigener Gesellschaften nicht viel gemeinsam. Zum an-

Kasten E 3.1-1

Fallbeispiele indigener Völker

Nordwestamerikanische Indianerstämme

Die traditionale Lebensweise der alten an den Küsten Nordwestamerikas siedelnden Indianerstämme ist durch ethnologische Studien recht gut dokumentiert. Sie waren Jäger- und Sammlergesellschaften, deren Hauptnahrungsbasis aus den Lachsen der küstennahen Flüsse bestand. Dieses labile Ökosystem kann leicht gestört werden, wenn es den Fischen auf Grund unüberwindbarer Hindernisse nicht möglich ist, ihre Laichgebiete zu erreichen oder sie bereits vorher gefangen werden.

Die diese Ressource nutzenden Indianerstämme haben ein religiös begründetes Vorratshaltungssystem entwickelt und zudem durch Jagdtabus und -rituale die Überfischung vermieden. Der Zeitaufwand zur Nahrungskonservierung war erheblich höher als zum Fang der Fische selbst, bedurfte einer entwickelten Technologie (Trocknung, Räuchern, Kochen, Dämpfen usw.) und erforderte eine starke Arbeitsteilung. Produktionsmittel (z. B. Rauchhäuser) und Arbeitsprodukte waren in individuellem Besitz, Überflußproduktion und die Anhäufung privaten Eigentums waren als hohe kulturelle Werte angesehen: Besitzvermehrung bedeutet Prestigegewinn und Erhöhung des sozialen Rangs. Die Vorratshaltung war nicht als Anpassungsstrategie zur Verhinderung möglicher Nahrungsknappheiten definiert, sondern als Bestandteil des Kultursystems, als religiöse Vorschrift, deren Einhaltung durch Rituale sichergestellt war. Daß diese dem westlichen kapitalistischen Kultursystem nicht unähnlichen Faktoren dennoch nicht zur Übernutzung der Fischbestände führten, ist darin begründet, daß gleichzeitig in dem religiösen Wertesystem die Dauer der Fangzeit und die Fangmenge vorgeschrieben waren. Der Fang wurde von einem Zeremonienmeister geleitet, der die Menge und den Zeitpunkt des Fangs bestimmte. Der Winter war als die Jahreszeit definiert, in der es verboten ist, Nahrung zu beschaffen. Diese Zeit war dem Festefeiern gewidmet. So wurden die im Winter heranwachsenden und flußabwärts ziehenden Jungfische sehr effizient geschützt. Durch diese mit religiösen Werten und als religiöser Zweck motivierte Beschränkung der Fangmenge und Begrenzung der Fangzeit wurde eine Ausbeutung der Ressourcen über die natürliche Regenerationsfähigkeit des Ökosystems hinaus verhindert. (Weichhart, 1989). Das Wertesystem regelte auch die sozialen Beziehungen: Die Norm zur Vermehrung des privaten Besitzes wurde durch die sog. Potlach-Zeremonie in Grenzen gewiesen. Potlach ist eine feierliche Geschenkeverteilung, mit der auf unblutige Weise Konflikte um soziale Rangstellungen ausgefochten wurden.

Tschembas aus Neuguinea

Ein anderes Beispiel, an dem die Steuerung des Mensch-Umweltsystems durch kulturelle Werte und Vorschriften deutlich wird, ist das der Tschembas, eines Eingeborenenstamms auf Neuguinea, der ebenfalls in einem hoch sensiblen und störungsanfälligen Ökosystem lebt: dem tropischen Bergwald. Zur Produktion ihrer Lebensmittel bauen die Tschembas auf der Basis eines Brandrodungswanderhackbaus verschiedene Nutzpflanzen an und halten Schweine. Die Ernährung wird durch Jagd und Fallenstellen ergänzt. Die Nutzung der natürlichen Ressourcen wird auch bei den Tschembas durch ein ausgeklügeltes System ritueller Bestimmungen geregelt. Es wird nur ein Bruchteil des verfügbaren Stammesterritoriums zur Bebauung genutzt. Durch lange Bracheperioden (bis zu 45 Jahre) sowie schonende Anbaumethoden, wie das Belassen junger Baumpflanzen in den Feldern oder eine bestimmte Anordnung der gerodeten Baumstämme, kann die Bodenerosion wirkungsvoll vermieden werden. Zudem wird die Bevölkerungsdichte durch kulturelle Normen stabil und gering gehalten. Zentraler Bestandteil des Ritualzyklus der Tschembas sind regelmäßige, in langen Abständen auseinander liegende Kampfhandlungen – in denen es hauptsächlich um die Verfügbarkeit über Land geht –, die zwischen den einzelnen Stämmen ausgetragen werden. Eine wichtige Rolle dabei spielen die Schweineherden, die zum Höhepunkt des Zyklus, dem Schweinefest, in großen Mengen geschlachtet werden. Mit dem Ausbruch der Kriegshandlungen tritt eine Reihe strenger Tabus in Kraft, wie das Verbot des Genusses bestimmter Nahrungsmittel, Trinkverbot, Verbot sexueller Beziehungen usw. Durch diese Tabus wird das Ausmaß an Kämpfen reduziert und der Verlust an Menschenleben sehr gering gehalten. Insgesamt wird nur wenige Wochen und nur an wenigen Stunden des Tages gekämpft, dann sucht die besiegte Gruppe Zuflucht bei benachbarten Stämmen. Die Sieger zerstören die Wohnstätten der Besiegten und ziehen sich zurück. Nach den Kampfhandlungen wird die ganze Schweineherde bis auf die Jungtiere geschlachtet. Das Fleisch wird zubereitet und den Vorfahren geweiht, denen damit für den Sieg gedankt wird. Nur ein geringer Teil des Fleisches wird selbst verzehrt, der größte Teil wird an befreundete Gruppen verschenkt. In der dann folgenden Periode gilt wiederum eine Reihe von Tabus: das eroberte Land darf nicht betreten werden; der Fang von sonst beliebten Beutetieren ist ebenfalls untersagt. In dieser Phase ist man den Vorfahren noch zu Dank verpflichtet, und es ist von jeder weiteren Kriegshandlung abzusehen. Erst wenn das Schweinefest gefeiert werden kann, könnten neue Kämpfe geführt werden. Dazu müssen jedoch zunächst wieder genügend Schweine vorhanden sein. Die Regenerierung der Herde hängt vom Nahrungsangebot des Territoriums ab und kann 5 bis 10 Jahre dauern. Zudem wird die Regenerationszeit noch künstlich verlängert, indem die Eber kastriert werden – Befruchtungen sind nur noch durch nichtdomestizierte Eber möglich – und die Ferkel nicht in Stallungen, sondern im Wald geboren werden, wodurch ihre Überlebenschancen erheblich verringert werden. Wenn also der Schweinebestand nach der ersten rituellen Schlachtung wieder als genügend groß angesehen wird, werden die Tiere im Rahmen des Schweinefestes – mit Ausnahme der Jungtiere – geschlachtet. Mit dem Fest, das insgesamt etwa ein Jahr dauert, werden auch die Tabus gegen das Fangen bestimmter Tierarten sowie gegen das Betreten des eroberten Landes aufgehoben. Sowohl das Land als auch die Tierbestände konnten sich in der Tabuzeit regenerieren. In der Zeit des Schweinefestes werden intensive Kontakte mit anderen Gruppen gepflegt (Handel, Heirat, Feste). Wieder wird der größte Teil des Schweinefleisches an befreundete Gruppen verschenkt. Erst jetzt endet der Zyklus und nun könnten wieder neue kriegerische Handlungen beginnen.

deren kann die indigene oder traditionale Form von nachhaltigen, biologische Vielfalt bewahrenden Lebensstilen nicht ohne weiteres als zu kopierendes Vorbild für westliche Gesellschaften gelten, da dafür weder die kulturellen noch die natürlichen Voraussetzungen gegeben sind. Vor allem sind indigene Lebensstile in der Regel auf Gesellschaften mit geringer Bevölkerungsdichte und niedriger Mobilität angelegt. Diese Voraussetzungen sind aber heute kaum irgendwo mehr gegeben.

E 3.1.4 Industrielle Gesellschaften („Biosphärenmenschen“)

Das Verhältnis zu Natur und Biosphäre hat in Industriegesellschaften im Verlauf der Jahrhunderte einen starken Wandel erfahren und ist heute von gravierenden, zum Teil unwiederbringlichen Zerstörungen durch den Menschen gekennzeichnet. Es ist diesmal eine anthropogen verursachte Welle der Auslöschung biologischer Vielfalt zu beobachten, die Fragen nach den Folgen für den gesamten Planeten aufwirft (Kap. B).

Die historische Entwicklung der Wahrnehmungs- und Bewertungsmuster sowie der Umgangsweisen in bezug auf die Natur ist zum Verständnis für das heutige Naturverhältnis wesentlich. Da erst in jüngster Zeit empirische Forschungen zu diesen Fragen durchgeführt werden, können zunächst vor allem Analysen der Umweltgeschichte, Naturphilosophie und Ethik, Landschaftsmalerei sowie literarische Zeugnisse weiterhelfen (Kasten E 3.1-2). Seit dem Mittelalter haben westliche Gesellschaften im Zuge ihrer Ausdifferenzierung und technologischen Entwicklung „feindliche Natur“, die es zu besiegen galt, systematisch als Ressource genutzt und dabei neue Landschaftsformen geschaffen, die uns heute vertraut und natürlich erscheinen. Nur „gezähmte“, von Menschenhand gestaltete Natur galt als annehmbar, Wildnis als häßlich. Erst im frühen 19. Jahrhundert wurde Natur durch den auch heute vertrauten „romantischen Blick“ betrachtet. Die Schönheit der Natur und das Landschaftsgefühl waren neue Themen. Auch die Etablierung des „touristischen Blicks“, heute zugleich Chance und Risiko für die Erhaltung biologischer Vielfalt (Kap. E 3.7), war erst nach der Entdeckung der Vollkommenheit von Natur (etwa seit dem 16. Jahrhundert) möglich. Im späten 19. Jahrhundert galt dann Industrialisierung nicht mehr uneingeschränkt als Fortschritt. „Freiheit“ und Erholung gab es nur noch in der Natur und zwar besonders in den als unproduktiv angesehenen Teilen, z. B. in der Heide oder im Hochgebirge. Der Schutz von Natur und Tieren wurde zum Thema, beispielsweise sichtbar an der Einschränkung des lange üblichen Vogelfangs (Ritter et al., 1995). Die einschneidenden Veränderungen von Technik und Gesellschaft des 20. Jahrhunderts bringen die Entdeckung von „Umwelt“ mit sich. Die gegenwärtige Thematisierung von Umwelt und Umweltzerstörung hat jedoch erst in den letzten 30 Jahren stattgefunden. Die Auseinandersetzung mit der weltweiten Vernetzung von Ursachen und Wirkungen und die Erkenntnis, daß Umweltschäden als unbeabsichtigte Nebenwirkungen des technologischen und wirtschaftlichen Fortschritts anfallen, sind die zentralen Elemente in der heutigen Natur- und Umweltdebatte. Bisher hat die Thematisierung der Umweltschäden die anhaltende Zerstörung biologischer Vielfalt nicht stoppen können. Gefragt ist daher – in Analogie und Ergänzung des „romantischen Blicks“ – die Entwicklung eines „biosphärischen Blicks“ (Kap. E 3.1.4.2), der die Notwendigkeit des Erhalts biologischer Vielfalt „sieht“ und das Handeln der Menschen entsprechend leitet.

Was Natur ist und bedeutet, wird in unterschiedlichen Epochen und Kulturen verschieden konstruiert und wahrgenommen (Graumann und Kruse, 1990). Auch heute kann man, selbst innerhalb einer Gesellschaftsform, nicht von einem einheitlichen Naturverhältnis und -verständnis ausgehen (Jahn und Wehling, 1998). Im folgenden soll der Frage nachgegangen werden, welche Bedeutungen und welche Funktionen „Natur“ für Bewohner westlicher Industrienationen heute hat. Diese Frage ist bisher eher philosophisch als empirisch untersucht worden, so daß eine Antwort nur vorläufige Mosaiksteine bieten kann. Bei allen im folgenden vorgestellten Analysen der Wahrnehmung und Bewertung von Natur und Landschaft muß bedacht werden, daß dabei ein künstlicher Ausschnitt gewählt wird, der nur einen kleinen Teil der Lebenswirklichkeit von Menschen beachtet. Wahrnehmungen und Handlungen von Menschen sind meist nicht speziell auf den Schutz oder Erhaltung von Natur, Landschaft oder Umwelt ausgerichtet, sondern auf die gerade in hochdifferenzierten Gesellschaften vorhandene Zielvielfalt, die soziale Kontexte bereitstellen (z. B. Bewältigung von Aufgaben in der Arbeitswelt, Etablierung und Pflege sozialer Beziehungen, Befriedigung materieller Bedürfnisse usw.). Die Zerstörung biologischer Vielfalt ist dabei teils unbeabsichtigte, teils bewußt in Kauf genommene Nebenfolge anderer Handlungsziele. Menschliche Handlungen sind durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflußt (WBGU, 1996a), die Wahrnehmung und Konzeption von Natur ist aber ein wesentlicher Hintergrund, vor dem andere Faktoren, wie Kosten-Nutzenabwägungen, die dann unmittelbar mit Handlungen verknüpft sind, Wirksamkeit entfalten.

E 3.1.4.1 Plurale Lebensstile und Naturwahrnehmung

Heutige Industriegesellschaften zeichnen sich durch eine hohe innere Differenzierung und Komplexität aus. Zwischen stark verselbständigten Teilsystemen bestehen oftmals Ziel- und Wertkonflikte (z. B. Wirtschaftswachstum und Umweltschutz). Der Naturverbrauch

Kasten E 3.1-2

Historische Entwicklung der Natur- und Landschaftswahrnehmung westlicher Industrienationen

Während der technischen Entwicklungen in westlichen Industriegesellschaften haben sich in der Beziehung Mensch-Natur gravierende Veränderungen ergeben. Umweltschäden und -zerstörung hat es in der Geschichte, sowohl in den nichtwestlichen als auch in westlichen Kulturen, immer wieder gegeben, und dies nicht erst seit der industriellen Revolution. Die erste große Vernichtung eines natürlichen Habitats in Europa war die weitflächige Rodung des Walds (Kap. E 2.1).

Wald und feindliche Wildnis waren lange Zeit gleichbedeutend (Zirnstein, 1994) und der Kampf gegen den Wald galt unter Karl dem Großen als ein „Gott wohlgefälliges Werk“ (Heine, 1989, zitiert nach Heiland, 1992). Die Vorstellung von der Unerschöpflichkeit der Natur, die in dem Sprichwort „Holz und Unglück wächst alle Tage“ deutlich wird (Gleitsmann, 1989), mag auch dazu beigetragen haben, daß im späten Mittelalter der Waldbestand erheblich zurückgegangen war. Der vor allem als Bau- und Brennholzressource genutzte Wald schien in seiner Existenz bedroht und wurde, so wird aus der Rückschau vielfach vermutet, durch die tragischen Pestepedemien in der Mitte des 14. Jahrhunderts gerettet, da aufgrund des drastischen Rückgangs der Bevölkerung der Nutzungsdruck entsprechend nachließ (Gleitsmann, 1989; Kap. E 2.1). Natur galt in den folgenden Jahrhunderten weiterhin hauptsächlich als Ressource, die für den technischen und zivilisatorischen Fortschritt genutzt wurde. Ernsthafte Schutzbemühungen, mit dem Ziel diese Ressourcen möglichst langfristig zu erhalten, sind für den Wald ab dem 17. Jahrhundert bekannt. Auch Beschränkungen der Jagd wurden von den Feudalherren für das einfache Volk erlassen und bei Verletzung hart bestraft, um den Wildbestand für die eigene Jagd zu erhalten (Spehr et al., 1995). Die während der industriellen Revolution entstandenen Umweltschäden und auch die schweren Belastungen und Gefahren für den Menschen galten als unvermeidbar und wurden teilweise so hingenommen: „Tollkühn und mit dem vollen Bewußtsein des frühen Todes trat der Neuling in die Schleifereien ein, fest entschlossen, die ihm gegönnte Galgenfrist, so gut es ging, auszunützen in Wohlleben und Ausschweifung aller Art und damit nur um so rascher seinem jähen Ende entgegenzueilen“ (zitiert nach Bayerl, 1989).

Natur galt es zu bezwingen und zu beherrschen. Die „unbeherrschte“ Natur wurde als „scheußlich“ empfunden. In der „Historie der Natur“ (dtsch. 1769) meinte der als Biologe bekannte Naturforscher De Buffon: „Die rohe Natur ist scheußlich und ein Bild des Todes; Ich, ich allein kann sie reizend und lebendig machen; laßt uns diese Moräste austrocknen, laßt Bäche, laßt Kanäle daraus werden;“ (Zirnstein, 1994). Die seit dem Mittelalter zunehmende zerstörerische Ausbeutung der Natur wird immer wieder dem Einfluß des Christentums zugeschrieben (dazu: Berner, 1996). Sicher hat diese kulturelle Entwicklung erheblich dazu beigetragen, das noch bei den Griechen und frühen Römern feststellbare Einheitsgefühl mit allen Elementen des Kosmos zu verändern und damit zu anderen Umgangsweisen mit der Natur zu gelangen. Doch die Verbreitung des Christentums war eine unter vielen gesellschaftlichen Veränderungen der westlichen Welt und kann daher nicht als alleinige Ursache für die ausbeuterische Haltung gegenüber der Natur gelten. Der für diese Argumentation in der Regel angeführte Aufsatz von Lynn White (1967) stellt den Zusammenhang selbst differenzierter dar, als er oftmals diskutiert wird. Das Christentum wurde weder einheitlich gelehrt noch einheitlich aufgefaßt: allein die grobe Unterscheidung in abendländisches und byzantinisches Christentum deutet die pluralen Auffassungen an. Die komplexen gesellschaftlichen Entwicklungen in Wissenschaft, Technik und Wirtschaft, alle dem für den Einfluß des Christentums symbolisch gewordenen einen Satz „Machet Euch die Erde untertan“ zuzuschreiben, ist zu einfach.

Interessanterweise entstanden etwa zur gleichen Zeit, in der viele Menschen ihr tiefes Unbehagen der unberührten Natur gegenüber zum Ausdruck brachten, die ersten wirksamen Naturschutzbemühungen von Europäern, jedoch nicht in Europa selbst, sondern in der Ferne der von ihnen selbst zerstörten kolonialen tropischen Inseln. Auf Mauritius war die Diskrepanz zwischen der Vorstellung des exotischen Paradieses und der tatsächlichen Umweltsituation so offensichtlich geworden, daß französische Wissenschaftler, Anhänger des gesellschaftskritischen Jean Jacques Rousseau, Verordnungen (1769) zum Schutz des Baumbestands und zur Verhinderung von Wasserverschmutzung erarbeiteten, um Bodenerosion und die Abnahme der Fischbestände zu verhindern (Grove, 1994). Zum einen standen dabei wirtschaftliche Interessen im Vordergrund, zum anderen spielten aber auch moralische und ästhetische Aspekte eine Rolle. Für den auf dieser Insel ehemals heimischen Vogel Dronte kamen diese Bemühungen jedoch zu spät. Er war zu diesem Zeitpunkt bereits das Opfer von Seefahrern und den durch sie eingeschleppten verwilderten Schweinen, Hunden und Ratten geworden (Zirnstein, 1994).

Der Natur als Landschaft, als ästhetisches Erlebnis wurde in Europa erst in der Romantik von breiteren gesellschaftlichen Kreisen Aufmerksamkeit geschenkt. Diese Hinwendung zur Natur zeigt sich in verschiedener Weise: Wildnis und exotische Tiere galten als Ausdruck heiler Welt, als Symbol für Abenteuer. Wildnis brachte den „emotionalen Kick, den es in Europa nicht mehr gab“ (Spehr et al., 1995). Die Errichtung von Naturschutzparks in den Kolonien (1866 der britischen Regierung in Südafrika) kann in diesem Sinn gewertet werden. Naturschutz wurde allerdings ohne Berücksichtigung sozialer Belange praktiziert: der afrikanischen Bevölkerung wurde darin die Jagd zum Schutze des Bestands für die eigenen Jagdinteressen untersagt. Das Verlangen nach exotischer Natur führte neben der Einrichtung von Naturparks in den Kolonien in Deutschland z. B. zur Gründung des großen Tierparks in Hamburg (Hagenbeck), der auch den „einfachen Massen“ die entsprechenden Naturerlebnisse bot und noch immer bietet. In Deutschland vor allem entwickelte sich die Natur- und Heimatschutzbewegung, getragen und forciert von „abstiegsbedrohten Schichten aus Bürgertum und Adel“ (Spehr et al., 1995), deren Bemühungen 1921 die Gründung des Naturschutzparks Lüneburger Heide hervorbrachten.

Insbesondere am Beispiel der Lüneburger Heide läßt sich der kulturelle Wandel hin zu dem „romantischen Blick“ auf die Natur anschaulich zeigen. Dieses Gebiet war etwa 200 Jahre hinweg als „wild, übel, wüst, schlimm, einför-mig, böse, armselig“ verschrieen (Eichberg, 1983). 1801 schrieb Caroline Schlegel über die Fahrt von Braunschweig über Celle nach Harburg in einem Brief: „Die Eile war das Beste von der Reise, denn hilf Himmel welch ein Land! Ich wurde seekrank von dem einförmigen Anblick der Heide und des Himmels, und so geht es doch von Braunschweig bis hierher 18 Meilen in einem fort, dürre braune Heide, Sand, verkrüppelte Bäume mit Moos und Schimmel überzogen, alle Meile ein Dorf statt Meilenzeiger, das recht aus dem nämlichen Boden hervorgewachsen zu sein scheint.“ (Eichberg, 1983).

Die Lüneburger Heide ist Teil jener menschlich geschaffener Kulturlandschaften, die als Nebenprodukt ausbeuterischer Naturverwendung seit dem Mittelalter entstanden ist und die

►

heute ganz selbstverständlich „bezaubernd, angenehm, schön, grün und voller Leben“ ist (Kap. E 2.1). Die Betrachtung des Schönen in der Natur und die Faszination von Naturstimmungen sind heute normal und bedürfen nicht der Entdeckung des „neuen Blickes“ auf die Natur, der sich von dem alten Bild abgrenzen muß, wie das in den Zitaten der beiden Schriftsteller deutlich wird: „Da liegt des Lebens große Lüneburger Heide vor uns, die im übrigen doch nicht so schlimm ist, als allgemein angenommen wird“ (Baggesen, ca. 1800). „Ich blickte auf die große Lüneburger Heide, die als häßlich verschrieen ist. Herr Gott, wie die Leute doch reden!“ (Andersen, 1847, zitiert nach Eichberg, 1983).

und der damit verbundene Verlust biologischer Vielfalt durch industrielle Gesellschaften ist nach wie vor hoch. Konzepte für einen nachhaltigen Umgang mit natürlichen Ressourcen sind teilweise ausgearbeitet, aber noch kaum umgesetzt worden. Entsprechend der hohen inneren Differenzierung sind auch die Lebenskontexte von Gruppen und Individuen vielfältig. Sie sind durch den Wegfall gesellschaftsübergreifender Normsysteme weniger homogen als bei traditionalen Gesellschaften. Die Pluralisierung von Lebensstilen (Reusswig, 1994) zeigt sich in verschiedenen Einstellungen zu Umwelt und Umgangsweisen mit ihr. Sie wird deutlich an verschiedenen Konsummustern bezogen auf Güter, Mobilität, Energie und Landschaftsnutzung. Neben den Tendenzen der Pluralisierung sind gleichzeitig im Zeitalter der Globalisierung auch vereinheitlichende Faktoren wirksam, die zu einer Nivellierung kulturspezifischer Unterschiede führen können („McDonaldisierung“). Vereinheitlichend wirkt auch der mediale Umweltdiskurs, der die verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen über die gleichen Informationen verfügen läßt, die in ihren lokalen Lebensbezügen in der Regel bedeutungslos wären. Ohne die mediale Vermittlung wüßten die meisten Menschen nichts von der Existenz des Ozonlochs oder von dem weltweiten Artensterben. Die bedeutungsgebende Interpretation dieser Informationen wird jedoch wieder in den Subgruppen vorgenommen (WBGU, 1999a). Mit der Entdeckung der Umwelt und der Entwicklung eines expliziten Umweltbewußtseins in den letzten 30 Jahren steht für die meisten gesellschaftlichen Teilsysteme und Gruppen eine Neubestimmung des Naturverhältnisses an. Angesichts der technischen Gestaltungsspielräume von Industriegesellschaften wird diese Frage nicht ohne ethische Bewertungen zu klären sein (Kap. H).

Die folgende Typologie „umweltbezogener Mentalitäten“, Ergebnis einer Untersuchung an einer deutschen Stichprobe (Poferl et al., 1997), verdeutlicht die Pluralität der Natur- und Umweltverhältnisse, wie sie vielleicht für westliche Industrienationen, nicht aber für Entwicklungsländer, zutrifft:

- *Persönliches Entwicklungsprojekt*: Innenorientierung, alternativer Lebensstil, Verzichtsaskese wird als persönliche Bereicherung erfahren.
- *Bürgerpflicht*: eine normative Verpflichtung zum Umweltschutz wird wahrgenommen, es besteht eine prinzipielle Handlungsbereitschaft, aber große Umwälzungen und radikale Schritte werden nicht befürwortet.
- *System- bzw. Staatsorientierung*: Bemühung einzelner werden als sinnlos erlebt, Handlungsbereitschaft mit dem Verweis auf strukturelle Barrieren wird nicht gezeigt.
- *Indifferenz*: Die Umweltproblematik wird als normaler Bestandteil gesellschaftlicher Realität wahrgenommen, aber eine persönliche Nichtbetroffenheit wird berichtet. Entsprechend fühlen die Personen keinen Handlungsdruck und sehen keine Rechtfertigungsdruck für umweltschädigendes Handeln.
- *„Weiter so“*: Ökologische Umorientierungsversuche werden als Bedrohung der geltenden Ordnung erlebt und abgelehnt.

E 3.1.4.2 Auf dem Weg zu einer „biosphärischen Perspektive“

Auffällig ist, daß die aktuelle Umweltbewußtseinsforschung das Thema Natur weitgehend „vergessen“ hat. In den letzten repräsentativen Umfragen des Umweltbundesamts spielen die Wahrnehmung von Natur und Landschaft sowie das Thema biologische Vielfalt kaum eine Rolle. Alltägliche Konsummuster und Produktnutzungen (Einkaufen, Müll, Energiesparen, Autonutzung) stehen bei den nationalen Umfragen im Vordergrund. Lediglich bei der Erfassung des Umweltwissens wird gefragt, welches Tier auf der roten Liste stehe (Preisendörfer, 1996, 1998). In der großen internationalen Gallup-Health-Umfrage wird unter anderem die Einschätzung der Umweltqualität, bezogen auf die natürliche (Luft, Wasser, Land, Pflanzen und Tiere) und die bebaute Umwelt, erfragt. Alle Aspekte werden in einer Frage gemeinsam erfaßt, so daß keine differenzierten Auskünfte zur Verfügung stehen (Dunlap, 1994).

Die Vernachlässigung von klassischen Naturthemen in der Öffentlichkeit kann darauf zurückzuführen sein, daß Biotop- und Artenschutz auf den ersten Blick nicht zur Sicherung der Lebensgrundlagen des Menschen beitragen. Eine Verbindung zwischen der Erhaltung von Lebensqualität und der Erhaltung biologischer Vielfalt wird bisher nicht hergestellt. Ob bestimmte Insekten aussterben oder nicht, hat für das eigene Leben scheinbar keine Konsequenzen: der Verlust ist nicht wahrnehmbar, erlebbar und macht auch nicht persönlich betroffen. Das Geschehen ist zu fern für die eigenen Erfahrungsmöglichkeiten. Entsprechend wird auch keine persönliche Verantwortung für Schutz und Erhaltung von

Natur- und Landschaftsgütern empfunden, die Sorge dafür wird ausschließlich den zuständigen Regierungen übertragen (Karger und Wiedemann, 1994b). Die persönliche Betroffenheit, die zum Beispiel durch emotionale Reaktionen gegenüber einer bestimmten Tierart ausgelöst werden kann, ist von zentraler Bedeutung: die Zerstörung ferner Gebiete, auch wenn sie nicht ohne weiteres direkt wahrnehmbar und erfahrbar ist, kann daher ein hohes Maß persönlicher Betroffenheit bewirken. Die Abholzung des tropischen Regenwaldes wird von vielen mit großer Sorge verfolgt, da durch den Klimawandel Konsequenzen für das eigene Leben befürchtet werden. Allerdings wird das Aussterben von Tier- und Pflanzenarten als Symbol für den Zustand der Umwelt generell gewertet, so daß die Unterstützung von Gruppen, die sich für die Erhaltung bestimmter Arten einsetzen, ein (symbolischer) Beitrag für die Erhaltung der Umwelt sein kann. Mehr Betroffenheit angesichts von Artensterben wurde in einer Studie gefunden, in der ältere Kinder auf die Frage, mit welchen Personen oder Lebewesen sie am meisten Mitleid hätten, am häufigsten Tiere nannten, weil sie krank werden oder vom Aussterben bedroht sind (Szagun et al., 1994). Arten sind allerdings in der öffentlichen Wahrnehmung nicht gleich Arten. Einigen Arten kommt eine besondere symbolische Bedeutung zu, da sich viele Personen von ihrem Schicksal emotional berührt fühlen. Hier handelt es sich um Tiere, die in der Regel besonders schön oder niedlich sind (Kindchenschema, z. B. Robben; „Kuscheltiere“, z. B. Koalas) oder sich durch besondere Eigenschaften auszeichnen (Kasten E 3.3-3). Auf dieser Grundlage wurden viele Kampagnen von Umwelt- und Naturschutzgruppen erfolgreich konzipiert. Sie sind publikumswirksam und erfahren die Unterstützung der öffentlichen Medien. Beispiele solcher Kampagnen sind der Einsatz von Greenpeace für den Schutz der Wale oder vom WWF für den Schutz des Tigers, des Pandas oder des Waldelefanten.

Der Verlust biologischer Vielfalt wird bisher in den meisten Analysen von Natur- und Umweltwahrnehmungen nicht explizit thematisiert. Das spiegelt sich auch in einer kleinen, vom Beirat durchgeführten Medienanalyse von im Internet präsenten Tages- und Wochenzeitungen (im ersten Quartal 1999) wider, in der nur 4–7% aller Beiträge, die zum Thema Umwelt und Natur erschienen waren, das Stichwort „Biodiversität“, „biologische Vielfalt“, „Artenschutz“ oder „Biosphäre“ aufwiesen. Für die Erhaltung der Biosphäre relevante Themenbereiche wurden – wie auch in den nationalen oder internationalen Umweltbewußtseinsbefragungen – jedoch häufig aufgegriffen. Beispielsweise zeigt sich, daß Umweltproblemen wie Luftverschmutzung, Wasserverschmutzung, Meeresverschmutzung, Zerstörung von Naturlandschaften ein hohes Gefährdungspotential für den Menschen zugeschrieben wird (Karger und Wiedemann, 1998). Ein Problembewußtsein für viele Ursachen der Schädigung der Biosphäre ist vorhanden, aber speziell die Bedeutung biologischer Vielfalt ist bisher kein Thema.

Die sozialwissenschaftliche Forschung hat sich nicht nur mit der Wahrnehmung von Umweltproblemen beschäftigt, sondern auch allgemeiner mit der Landschafts- und Naturwahrnehmung. In diesem Forschungszweig geht es um die Frage, was Natur überhaupt ist, welchen Stellenwert Natur im Leben von Menschen hat, welche Landschaftsformen für Erholung und Freizeit präferiert werden usw. Es geht hier also vor allem um den Symbol- und Nutzwert von Natur und Landschaft (Kap. H). Praktische Bedeutung bekommen diese Fragen, wenn es etwa im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen (z. B. für touristisch genutzte Landschaften oder von landschaftspflegerischen Eingriffen) um die Einschätzung der zu erwartenden Bewertungsveränderung von Landschaften geht. Auch hier gilt, daß pauschale Aussagen über die allgemein vom Menschen präferierte Landschaft nicht möglich sind, sondern allenfalls Typen von Menschen mit unterschiedlicher Präferenz für bestimmte Landschaften (Meer, Hochgebirge usw.) genannt werden können.

Schon die verschiedenen Erhebungsmethoden zur Wahrnehmung und Bewertung von Natur und Landschaft produzieren sehr unterschiedliche Ergebnisse (-Schwahn, 1990). Bei der Wahrnehmungsanalyse von Landschaft zeigen sich große Unterschiede je nach dem, ob es um die Erfassung der Präferenz für eine Nutzung (den Aufenthalt) oder um die ästhetische Bewertung von Landschaft geht. Bei einer ästhetischen Beurteilung werden Landschaften bevorzugt, die als natürlich angesehen werden, d. h., keine Merkmale menschlicher Beeinflussung aufweisen (Mausner, 1996; Kaplan und Kaplan, 1989; Gareis-Grahmann, 1993). Bei dieser Einschätzung werden ganz abgesehen von kulturellen Unterschieden gruppenspezifische Differenzen wirksam. Stadtbewohner z. B. beurteilen Landschaftsbilder noch als Wildnis und Natur, die Bewohner ländlicher Gegenden schon als menschlich beeinflußt ansehen (Lutz et al., 1999). Erfahrungsbedingt scheint sich hier die „Schwelle“ für das verschoben zu haben, was als natürlich angesehen wird. Auch die Vertrautheit mit bestimmten Landschaftsformen, das Alter und Geschlecht spielen für die Präferenz eine wichtige Rolle (Kaplan und Kaplan, 1989). Verschiedene Modelle wurden entworfen, in denen versucht wird, die Vielzahl wahrnehmungsbeeinflussender Faktoren zu bündeln (z. B. Berlyne, 1974; Wohlwill, 1976; Kaplan und Kaplan, 1989). Danach werden Landschaften um so mehr präferiert (im Sinn von gefallen, mögen), je vielfältiger und naturnäher sie sind. Vielfalt bezieht sich dabei auf ganz unterschiedliche Aspekte wie Reliefvielfalt, Vegetationsvielfalt (Farbeindrücke, Vielfalt der Blüten, Laubformen, Früchte), Gewässervielfalt und Nutzungsvielfalt (Gareis-Grahmann, 1993). Der reizvolle Aspekt an Vielfalt sind ein gewisses Maß an Geheimnis („Mysteryfaktor“) und die Möglichkeit, neue Aspekte und Informationen zu entdecken, die

Vielfalt für den Betrachter bereit hält. Aber Komplexität und Vielfalt müssen für den Betrachter dennoch geordnet und verstehbar gemacht werden können, sie müssen Anhaltspunkte zur Orientierung bieten und Wiedererkennungsmerkmale aufweisen (Kaplan und Kaplan, 1989).

Nicht nur die Vorliebe für bestimmte Landschaften, sondern auch Furcht und Abscheu vor Natur wird – wenn auch in viel geringerem Maß – Aufmerksamkeit geschenkt. Menschen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer „Ekelempfindlichkeit“, ihrem Wunsch nach Komfort oder Furcht in bestimmten Situationen. Dies sind Faktoren, die sowohl für die Bewertung von als auch den Umgang mit Natur relevant sind. Personen, die Natur und Wildnis negativ wahrnehmen (sich schnell ekeln, z. B. vor Spinnen, Schnecken, Schleim, Dreck), ein hohes Maß an Komfort wünschen (Dusche, klimatisierte Räume, sanitäre Anlagen) und sich schnell fürchten (Dunkelheit, Tiere, Geräusche), ziehen aufgeräumte Parkanlagen „natürlichen“ Landschaften vor und bevorzugen eher Indoor- als Outdoorfreizeitaktivitäten (Bixler und Floyd, 1997).

Trotz aller Unterschiedlichkeit im Detail kann generell festgestellt werden, daß die Wahrnehmung von Natur und Landschaft mit ihren ästhetischen und emotionalen Qualitäten für Menschen wichtige Funktionen hat. Sie sind Bestandteil von „Heimatgefühlen“ und „Ortsidentität“ (Tuan, 1974; Proshansky und Fabian, 1987; Altmann und Low, 1992). Naturerleben und -erlebnisse als Quelle der Erholung und Streßreduktion haben eine maßgebliche Bedeutung für die Lebensqualität (Kaplan, 1995).

E 3.1.5 Fazit

- Die Begriffe „biologische Vielfalt“ und „Biosphäre“ spielen im Alltagsgebrauch und auch in den Studien, die sich mit dem Thema „Natur“ befassen, bisher keine große Rolle. Die Thematisierung von Naturzerstörung ist an sich zwar kein neues Phänomen, aber das Ausmaß, die Schnelligkeit und Unwiederbringlichkeit der Schäden sind neue Phänomene, denen mit der Entwicklung einer „biosphärischen Perspektive“ begegnet werden könnte, die die Anerkennung der Notwendigkeit des Erhalts biologischer Vielfalt und damit die Etablierung einer nachhaltigen Entwicklung (Kap. B) beinhaltet.
- Die Voraussetzungen für die Entwicklung der „biosphärischen Perspektive“ sind gegeben, da bereits ein hohes Maß an Sensibilisierung für Schädigungen der Biosphäre vorhanden ist. Es darf aber nicht erwartet werden, daß diese Perspektive im Detail einheitlich sein kann. Im Gegenteil: Sie muß Raum für die in unterschiedlichen Kulturen und Subgruppen vorhandenen Naturbilder lassen.
- Wahl und weiterer Entwicklungsweg der entsprechenden Lebensstile müssen den jeweiligen sozialen Gemeinschaften – unter Berücksichtigung gewisser Rahmenbedingungen, wie sie auch in der AGENDA 21 vorgesehen sind – selbst überlassen bleiben. Insbesondere ist hier der Leitgedanke der sozialen Gerechtigkeit zu berücksichtigen (Recht auf Entwicklung, Recht auf Selbstbestimmung).
- Es sollten aber auch Wege gesucht werden, wie Kulturen voneinander lernen können, so etwa „Hochkulturen“ von den Wissensbeständen, Innovationspotentialen und Praktiken indigener Kulturen.
- In die notwendigen planerischen Strategien (Ausweisung von Schutzgebieten, Habitaterhaltung usw.) sollten die entsprechenden Bevölkerungsgruppen zur Konfliktprävention und Akzeptanzgewinnung einbezogen werden (Kap. E 3.9).

E 3.2 Raum-zeitliche Trennung von Stoffumsatzprozessen in Ökosystemen

Die Biosphäre hat als Teil des planetaren Systems nicht nur wesentlichen Anteil an der Zusammensetzung der Atmosphäre, sondern auch am Zustand der Böden, Binnengewässer und Meere. Auch die globalen biogeochemischen Stoffkreisläufe werden von der Biosphäre entscheidend mitbeeinflußt oder sogar „gesteuert“ (Kap. F 1). Dieses komplexe Geflecht aus Stoffkreisläufen, Energieflüssen und Wirkungskopplungen entstand im evolutiven Wechselspiel zwischen Entwicklung der Organismen und ihrer physikalischen und chemischen Umwelt in Milliarden Jahren der Erdgeschichte. Dagegen haben die menschlichen Eingriffe in dieses System erst in den letzten Jahrzehnten ein weltweit spürbares Ausmaß erreicht und könnten künftig zu gravierenden Störungen von Prozeßketten mit globalen Folgen führen. Beispiele sind die Konversion von Wäldern in Acker und Weideland oder die Emission von Schadstoffen. In diesem Kapitel wird insbesondere auf die politischen Herausforderungen von Ursachen und Wirkungen der regionalen – und mittlerweile globalen – Entkopplung von Stoffkreisläufen durch Handelsströme eingegangen.

E 3.2.1 Stoffkreisläufe in Ökosystemen

Hinsichtlich der Stoffflüsse im Ökosystem wirken die zur Photosynthese befähigten Primärproduzenten und die auf organische Substanz als Energiequelle angewiesenen Sekundärproduzenten, Konsumenten und Destruenten entgegengesetzt. Man kann auf dieser Basis den Stoffumsatz im Ökosystem durch folgende Stoffhaushaltsgleichung beschreiben (Ulrich, 1994):

$aCO_2 + aH_2O + xM^+ + yA^- + (y\text{-}x)H^+ + \text{Licht} \Leftrightarrow (CH_2O)_aM_xA_y + aO_2 + \text{Wärme}$

wobei:

⇒ Photosynthese, Ionenaufnahme und Phytomassebildung

⇐ Atmung, Zersetzung und Mineralisierung

In dieser Gleichung stehen M^+ für die verschiedenen Kationen und A^- für die Anionen; a, x und y sind Reaktionslaufzahlen.

Der Gleichung liegt das Gesetz von der Erhaltung der Masse und das Prinzip der Elektroneutralität zugrunde. Aus der Gleichung läßt sich ersehen, daß mit dem Umsatz der Kat- und Anionen ein Umsatz von Protonen verbunden ist, der sich bei Kenntnis der Reaktionslaufzahlen der Kationen und Anionen berechnen läßt. Bei der Bildung und dem Abbau organischer Substanz bedeutet die Erzeugung von Protonen eine Versauerung, ihr Verbrauch eine Entsauerung bzw. Alkalisierung von Böden oder Gewässern.

Auf der Ebene des jährlichen Stoffkreislaufs lassen sich die Bilanzen zahlreicher gegenläufiger Prozesse erfassen. Man mißt oder berechnet die Flüsse in das Ökosystem oder in Ökosystem-Kompartimente hinein (Input) und aus dem System heraus (Output). Je nach Kenntnis der Prozesse und der Auflösung hinsichtlich der gemessenen Flüsse und der Kompartimente lassen sich Informationen darüber gewinnen, ob bestimmte Prozesse im Fließgleichgewicht sind (Input = Output) oder ob sie zu linearen (gleiche jährliche Differenz zwischen Input und Output) oder nichtlinearen Veränderungen (wachsende jährliche Differenz zwischen Input und Output) von Stoffvorräten im System führen. In terrestrischen Ökosystemen spiegeln Input-Output-Differenzen in der Regel qualitative Veränderungen z. B. in der Biomasse, im Humusgehalt des Bodens und in der Zusammensetzung der Organismengesellschaft wider. Sind dagegen die Neubildung von Biomasse und ihre Zersetzung langfristig ausgeglichen, ist dies meist mit einer charakteristischen, standortbedingten Artenzusammensetzung verbunden, deren Ausdruck die Pflanzengesellschaft und die Humusform (als Ausdruck der Zersetzergesellschaft) sind.

E 3.2.2
Stoffflüsse im Boden

Im stationären, also ausgeglichenen Zustand ist auch der Nettoumsatz der Protonen Null: Die Austräge von Stoffen entsprechen den Einträgen, der Zustand des Bodens verändert sich nicht. Eine absolute Gleichheit von Input und Output ist allerdings unerreichbar, da stets ein geringer Anteil des assimilierten CO_2 als Hydrogencarbonat zusammen mit Ca^{2+}-Ionen mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird und die Alkalinität der Gewässer bewirkt. Dieser Vorgang ist notwendigerweise mit der Entbasung bzw. der Versauerung der Böden verknüpft, die damit ein natürlicher, sehr langsam fortschreitender Prozeß ist. Die Entbasung kann bis zu einem gewissen Grad durch die Verwitterung von Silikaten oder durch Einträge aus der Atmosphäre kompensiert werden. Dies setzt jedoch voraus, daß Silikate in den Böden noch vorhanden ist. In sehr alten Böden z. B. in den Tropen ist dies häufig nicht mehr der Fall.

Der Boden spielt in diesem Zusammenhang eine entscheidende Rolle, denn er ist das Reaktionsgefäß, in welchem die beiden großen Prozesse in terrestrischen Ökosystemen, die Biomassebildung (Produktion) und Biomassezersetzung (Mineralisation), zusammentreffen. Der Boden dient als Nährstoffpool (Verwitterung) und Nährstoffreservoir (Mineralisation, Austausch) und ermöglicht es, daß es unter wechselnden Umweltbedingungen zu einer Verkopplung der Nährstoffaufnahme und der Mineralisation kommt. Biomassebildung bedeutet immer auch eine Akkumulation von Stoffen, die der Umwelt temporär entzogen werden. Die stofflichen „Verarmungen“ der Umwelt erfolgen aber sehr kleinräumig z. B. im Bereich der Rhizosphäre, und sie werden durch die Zersetzung der Biomasse wieder kompensiert. Die dabei entstandenen Stoffgradienten werden durch bodenwühlende Tiere wieder aufgelöst, so daß die Bedingungen für das Wurzelwachstum im Mittel nicht verändert werden. Nur durch diese Eigenschaft ist es möglich, daß Ökosysteme auch in Klimaten, die durch einen Niederschlagsüberschuß und eine ausgeprägte Saisonalität gekennzeichnet sind, nicht rasch an Nährstoffen verarmen und ein üppiges Pflanzenwachstum gewährleisten.

In natürlichen terrestrischen Ökosystemen, die quasi im Zustand des Fließgleichgewichts sind, ist der interne Nährstoffkreislauf weitgehend geschlossen. Nährstoffe, die von Pflanzen aufgenommen wurden, kehren durch den Prozeß der organischen Zersetzung wieder in den Boden zurück. Das Prinzip des biologischen Kreislaufs setzt voraus, daß ein Gleichgewicht zwischen Nährstoffaustrag und -eintrag erhalten bleibt und folglich auch die Größe des internen Stoffpools. Nährstoffverluste durch Bodenerosion, Auswaschung, Verdunstung oder durch Ausfuhr lebender oder toter organischer Materie werden unter diesen Umständen als geringfügig erachtet. Darüber hinaus nimmt man an, daß diese Verluste durch Nährstoffzuflüsse mit Niederschlägen, durch Mineralverwitterung, durch biotische Fixierung von Luftstickstoff und durch Einträge mineralischer oder organischer Materie aus anderen Systemen kompensiert werden (Abb. E 3.2-1). Wegen ihrer unterschiedlichen Strukturen sind terrestrische und aquatische Lebensräume im Hinblick auf die in ihnen ablaufenden Stoffkreisläufe grundsätzlich voneinander verschieden.

E 3.2.3
Stoffflüsse in Gewässern

In Binnengewässerökosystemen kann es auch unter konstanten Bedingungen zu keinem quasi-stabilen Fließgleichgewichtszustand wie in terrestrischen Ökosystemen kommen. Hauptgrund ist, daß sich der überwiegende Anteil der Umsetzungen im freien Wasser abspielt, das während der Vegetationsperiode eine vertikale Temperaturschichtung aufweist, und daher die Stoffumsetzungen entlang der Vertikalen asymmetrisch verteilt sind. Nur in oberflächennahen Wasserschichten ist ausreichend Licht für die photosynthetische Produktion von belebter organischer Substanz (Primärproduktion) vorhanden. Die Mächtigkeit der produzierenden (euphotischen) Schicht schwankt in Binnengewässern zwischen wenigen Zentimetern und 20 m, im Ozean erreicht sie eine maximale Mächtigkeit von 80–100 m (Wetzel, 1983; Lalli und Parsons, 1997). Durch die Nutzung und anschließende Remineralisation der organischen Substanz werden in der euphotischen Zone in der Regel nur 80–90% der Nährstoffe regeneriert, der Rest des organischen Materials sinkt zum Boden ab. Im Ozean und in extrem tiefen Binnenseen werden 90–99% dieses Materials in der Wassersäule abgebaut, die in ihr enthaltenen Nährstoffe können daher bei der winterlichen Durchmischung des Gewässers (Zirkulation) wieder in die durchleuchteten Wasserschichten zurückgeführt werden (Tilzer, 1990; Lalli und Parsons, 1997). In diesen Fällen kann es also zu quasi-stabilen Gleichgewichtszuständen kommen. Im Gegensatz dazu lagern sich aber in Binnenseen, die in ihrer überwiegenden Mehrzahl klein (< 100 ha) und seicht (< 20 m) sind, 10–20% der in der euphotischen Zone gebildeten organischen Substanz am Seeboden ab (Wetzel, 1983). Auch ohne durch den Menschen gesteigerte Zufuhr von Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet kommt es durch den Sinkstofffluß zu einer Anreicherung organischen Materials im Bodensediment. Als Folge verlassen weniger Nährstoffe das System über den Abfluß, als ihm aus dem Einzugsgebiet zugeführt werden. Dadurch erhöht sich der Gesamtnährstoffgehalt des Gewässers progressiv. Auch unter natürlichen Bedingungen eutrophieren auf diese Weise Seen langsam und werden durch die Akkumulation von Sediment schließlich aufgefüllt (Ruttner, 1962).

Innerhalb der Bodensedimente überwiegen auch in produktionsarmen Seen anoxische Bedingungen mit stark negativen Redoxpotentialen. Eine charakteristische mikrobielle Lebensgemeinschaft hat sich an diese Bedingungen angepaßt.

E 3.2.4
Stoffflüsse in Agrarökosystemen

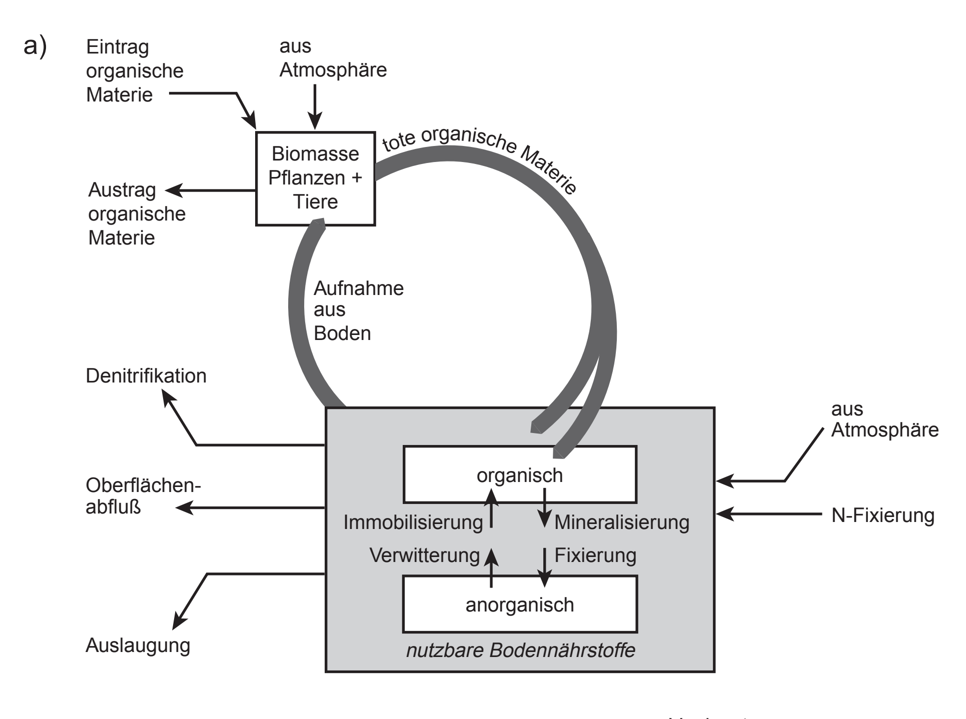
Für Agrarökosysteme ist ein Fließgleichgewicht oder ausgewogener Nährstoffkreislauf weder charakteristisch noch leicht herzustellen. Umfang und Rate des Nährstoffumsatzes hängen von der Art und Intensität der Bewirtschaftungsmethode ab. Der Stoffumsatz ist mit größeren Einträgen und Austrägen verbunden.

Bei den meisten intensiv betriebenen Landwirtschaftssystemen besteht das Ziel in höheren landwirtschaftlichen Erträgen, verbunden mit großen Stoffexporten und entsprechendem Bedarf an Nährstoffeinträgen. Der Nährstoffbedarf variiert nicht nur mit der Pflanzenart und ihrem Ertragspotential, sondern auch nach Art der geernteten Teile und der für ihre Produktion verfügbaren Dauer der Vegetationsperiode. Zum Beispiel nehmen Getreide gemäßigter Zonen weniger Nährstoffe pro Flächeneinheit auf als Blattgemüse oder Hackfrüchte. Ertragreiche C_4-Pflanzen warmer Klimate wie Zuckerrohr und Mais haben sogar einen noch höheren Bedarf. Ebenso gibt es von einer Pflanzenart zahlreiche Sorten, die sich in ihrem Ertragspotential und in ihren Nährstoffansprüchen unterscheiden.

Der Export pflanzlicher und tierischer Biomasse hat einen anhaltenden Export von Nährstoffen aus dem Pool des Bodens zur Folge. Insgesamt ist der Verlust an Nährstoffen geringer, wenn im Betrieb Ackerbau mit Viehwirtschaft verbunden wird und die tierischen Exkremente dem Boden wieder zugeführt werden. Doch auch bei dieser Wirtschaftsform sind exportbedingte Nährstoffverluste unvermeidlich. Um die Produktivität aufrechtzuerhalten oder zu steigern, müssen in allen Agrarökosystemen die durch die Bewirtschaftung auftretenden Verluste ausgeglichen werden. Je nach Nutzungsart kann diese Nährstoffzufuhr in organischer oder anorganischer Form erfolgen und sowohl aus dem landwirtschaftlichen Betrieb selbst als auch ganz oder teilweise von außerhalb kommen. Das in Kap. E 2.1 gezeigte Beispiel der Heidebauernwirtschaft mit ihrem Jahrhunderte währenden, schleichenden Nährstoffexport von den großen zunehmend verheideten Flächen und der Akkumulation auf den kleinen Ackerflächen (Eschfluren) macht das Dilemma der räumlichen und zeitlichen Störungen von Stoffumsatzprozessen durch landwirtschaftliche Nutzung deutlich.

E 3.2.5
Auswirkungen der Siedlungsentwicklung auf die Stoffflüsse

Eine wesentliche Beschleunigung erfuhr diese Entwicklung durch das Entstehen und Anwachsen von Siedlungen und Städten, da nun nicht nur größere Einzugsgebiete zur Deckung des Nahrungsmittel- und Rohstoffbedarfs notwendig waren, sondern auch der Rücktransport der nährstoffreichen Abfälle auf die Produktionsflächen weitgehend unterblieb. In Folge traten die Unterschiede zwischen Stoffverarmungs- und anreicherungszonen verstärkt in der Landschaft in Erscheinung.



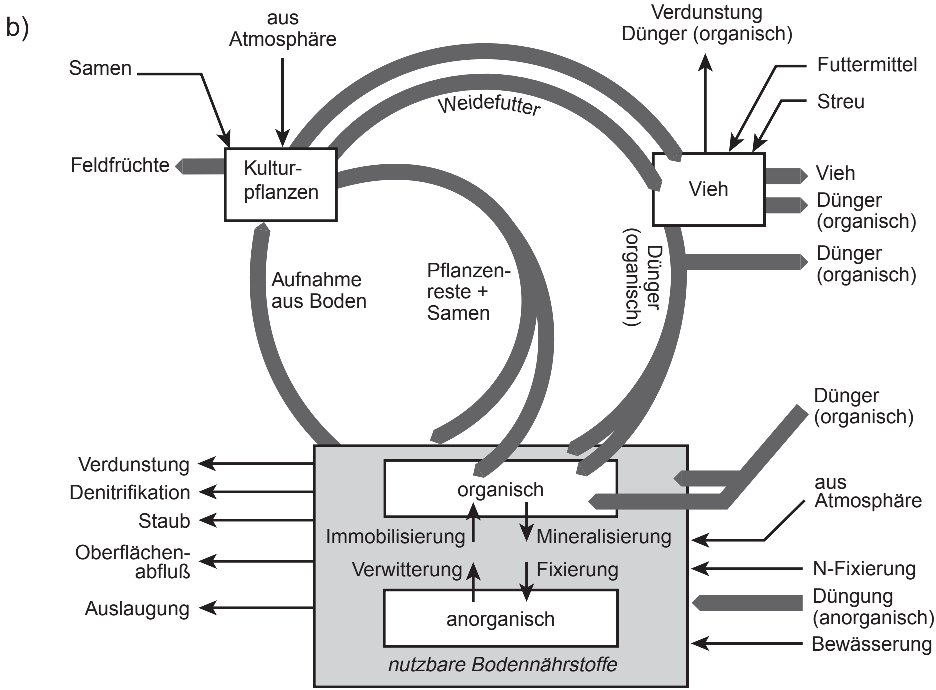


Abbildung E 3.2-1
Nährstoffkreislauf in einem (a) unbewirtschafteten Ökosystem und einem (b) Agrarökosystem.
Quelle: Tivy, 1993

Ökologisch gesehen sind Städte aus sich selbst heraus nicht existenzfähig und von den umgebenden natürlichen Ökosystemen sowie den Agrar- und Forstökosystemen abhängig (Kap. E 3.8). Ein wesentliches ökologisches Problem der so entstandenen Kulturlandschaft ist die Entkopplung der ökologischen Zusammenhänge. Die Produktion von Nahrungsmitteln und Rohstoffen erfolgt zunehmend in Gärten, Feldern und Forsten, die räumlich von den Konsumenten in den Städten getrennt sind.

Destruenten bleiben in Agrar- und Forstökosystemen erhalten und üben ihre Funktionen des Stoffabbaus und in der Humusbildung aus. In Siedlungsökosystemen fallen sie jedoch weitgehend aus und führen zur Anhäufung von Abfällen und Abwässern. Dies erfor-

dert die Anlage eigener Destruentensysteme in Form von Kompostierungs- und Kläranlagen sowie von Deponien mit der Gefahr der Schadstoffbelastung und Eutrophierung der Umwelt.

Zur Aufrechterhaltung oder Steigerung des Metabolismus müssen besondere Transportvorrichtungen oder -systeme zwischen den Agrar-, Urban- und Abbausystemen geschaffen werden. Bisher ist es aber nur in Ansätzen gelungen, diese Stoffströme, analog den Vorgängen im natürlichen Ökosystem, zu Kreisläufen zu schließen.

Die Aufrechterhaltung oder Steigerung der Produktivität in den Produktionszonen wird dadurch erreicht, daß einerseits fossile Nährstofflager (beispielsweise Phosphat- und Kalilagerstätten) abgebaut werden und als externe Dünger die Verluste kompensieren, andererseits unter Verwendung fossiler Energieträger Luftstickstoff in mineralischen Dünger umgewandelt wird. In jedem Fall ist dazu der Einsatz von Energie für die Gewinnung, die Bereitstellung (Transport) und die Ausbringung erforderlich.

E 3.2.6 Raum-zeitliche Trennung von Stoffumsatzprozessen in Ökosystemen: Ausblick

Mit dem Einsetzen der industriellen Revolution konnten nicht nur fossile und nachwachsende Rohstoffe in größerem Umfang und effizienter gewonnen werden, sondern auch deren Transport über große Entfernungen wurde sehr erleichtert (Schiffe, Eisenbahn, LKW). Durch die verbesserten Transportmöglichkeiten wurde aber die raum-zeitliche Trennung der Stoffumsatzprozesse weiter beschleunigt und auf eine globale Dimension ausgedehnt. Neben die an Biomasse gebundenen Stoffe trat nun auch die verstärkte Emission von Gasen wie CO_2, NH_3, NO_x und SO_2 auf, die sich direkt oder indirekt auf die Biosphäre auswirken sowie Binnengewässer und küstennahen Flachmeere durch Abwässer aus Ballungszentren und Landwirtschaft belasten (Paerl, 1993). Da die meisten Binnengewässer phosphorlimitiert sind, tragen phosphorreiche Abwässer und Sedimente besonders stark zur Eutrophierung bei. Während in den Industrieländern durch die Verbesserung der Abwasserbehandlung und die Substitution der Waschmittelphosphate die Überdüngung der Binnenseen stark zurückgegangen ist, verschärft sich das Problem in den Entwicklungsländern durch Bevölkerungswachstum und Intensivierung der Landwirtschaft weiter (Kap. E 2.3).

Das dichte Verkehrsnetz zu Lande, Wasser und Luft ermöglicht den Transport sehr großer Mengen von Rohstoffen und Nahrungsmitteln aus allen Teilen der Welt in die Industrieländer. Abb. E 3.2-2 zeigt den Stickstoffanteil, der durch Futtermittelimporte in der EU-Landwirtschaft zur Anwendung kommt.

Die Exportländer erleiden so eine ständige Stoffverarmung (besonders gravierend ist der Verlust an Phosphat) und in der Folge Versauerung der Böden, denen in den Industrieländern eine ökologisch unverträgliche Stoffanreicherung gegenübersteht. Dieses Phänomen hat schon Wilhelm Busch in seiner Bildgeschichte „Maler Klecksel“ anschaulich dargestellt (Abb. E 3.2-3).

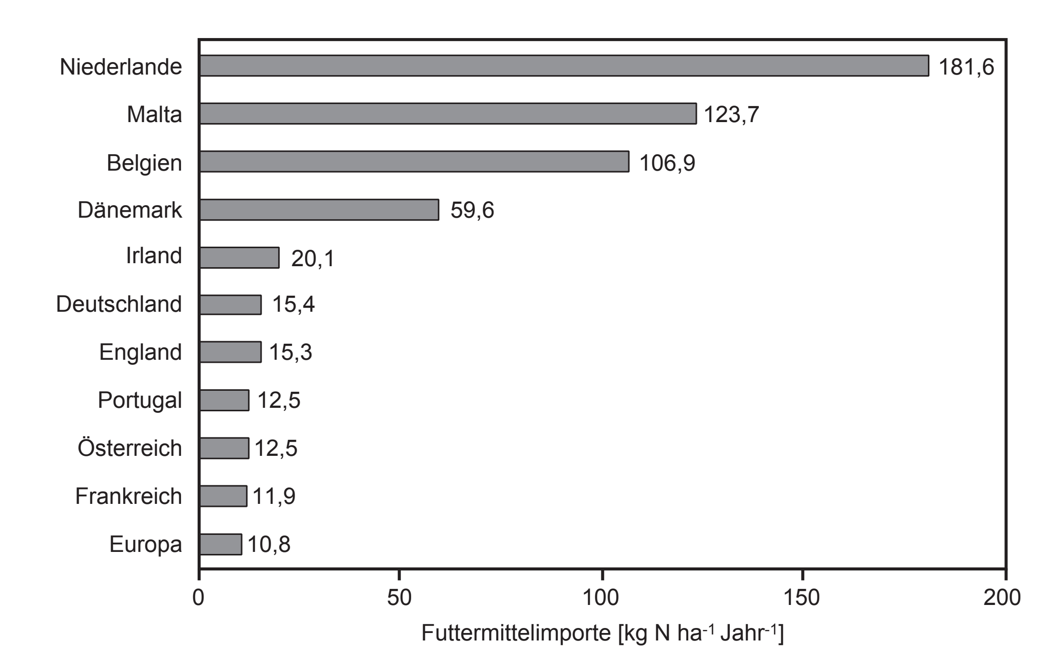
Eine andere bedrohliche Entwicklung ist in den Entwicklungsländern erkennbar: Mit der rapiden Entstehung von Megastädten ist oft eine Vernachlässigung des ländlichen Raums verbunden. Materielle Not der Menschen führt in den ruralen Gebieten zu gravierenden Degradationserscheinungen der Ökosysteme, während in den Ballungsgebieten die unkontrollierte Abfallakkumulation zur Eutrophierung oder zur Toxifizierung von Böden und Gewässern sowie zur Verdrängung der jeweils charakteristischen Organismengesellschaften führt.

Die raum-zeitliche Trennung von Stoffumsatzprozessen auf dem Festland führt zu einer Erhöhung der Nährstoffzufuhr der Gewässer. Dabei wird die oben beschriebene natürliche Eutrophierung um mehrere Zehnerpotenzen überschritten (WBGU, 1998a). Durch die Verschlechterung der Lebensbedingungen kommt es zur Verringerung der biotischen Vielfalt, zur Gefährdung nutzbarer Fischbestände und zur Beeinträchtigung anderer Gewässerfunktionen.

Stofflich betrachtet haben sich die „Empfängerregionen“ unter Aufbrechen von Kreislaufprozessen zu Lasten der „Geberregionen“ zu Durchsatzsystemen entwickelt. Dabei entstehen große Mengen an Abgasen, Abwässern und festen Abfällen, welche die sie umgebenden Umweltmedien belasten und verändern. Welche Größenordnung die menschliche Beeinflussung erreicht hat, zeigt sich an den globalen Stoffumsätzen von Stickstoff und Schwefel, die bereits vom Menschen dominiert werden, und an den maßgeblichen Veränderungen der Kohlenstoff- und Phosphorkreisläufe.

Das Wissen um die Wirkungen dieser Eingriffe in ökosystemare Stoffumsatzprozesse ist weitgehend vorhanden, bislang aber weder lokal noch global hinreichend ausgewertet und in politisches Handeln umgesetzt worden. Es bedarf dringend der Klärung, in welchem Ausmaß die offen erkennbaren oder latent ablaufenden Disproportionierungen der Stoffströme und -vorräte zu nicht tolerierbaren Veränderungen der biologischen Vielfalt und der mit ihnen verknüpften Funktionen führen. Weiter müssen Vermeidungs- und Kompensationsstrategien entwickelt und zum Einsatz gebracht werden, die auf eine weitgehende Schließung von Stoffkreisläufen abzielen. Wirtschaftsweisen, die auf dem Raubbau natürlicher oder bewirtschafteter Ökosysteme beruhen, müssen auf allen Ebenen vermieden werden (Kap. G). Auf nachhaltige Nutzung angelegte Bewirtschaftung sollten durch Zertifikate gekennzeichnet oder durch andere Maßnahmen gefördert werden, um die mit diesen Strategien verbundenen höheren Ko-

Abbildung E 3.2-2
Futtermittelimporte in die EU im Jahr 1997.
Quelle: Mund, 1999



sten zu decken. Aufklärung ist notwendig, daß die nachhaltige Nutzung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme ihren Preis hat.

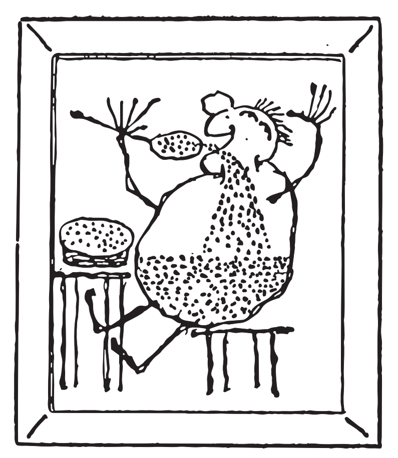
Ein weiteres Instrument, die stofflich verursachten Veränderungen der biologischen Vielfalt zu verhindern, ist die Entwicklung des bioregionalen Managements (Kap. E 3.9), mit dessen Hilfe zunehmende räumlichen Disparitäten gemindert und regionale Kreisläufe gestärkt werden können. Um den notwendigen Handlungsspielraum im nachhaltigen Umgang mit natürlichen Ressourcen zu wahren, bedarf es einer vertieften Behandlung der zahlreichen Interaktionen von Produktion, Konsumtion, Handel und Umwelt auf den verschiedenen räumlichen Ebenen. Aufgrund der enger werdenden globalen Verknüpfung sollte diesem Themenbereich national und international größere Aufmerksamkeit geschenkt werden. International könnte UNEP die erforderlichen Koordinationsaufgaben übernehmen.

E 3.3 Nachhaltige Landnutzung

E 3.3.1 Typen der Landschaftsnutzung

Der Mensch nutzt nahezu alle terrestrischen Landschaften auf eine vielfältige Weise. Nur etwa 5% der gemäßigten und tropischen Landfläche ist absolut unbewohnt und unterliegt keinen direkten anthropogenen Einflüssen. Es ist einfach nicht möglich und in vielen Fällen weder aus ökonomischer noch – wie zu zeigen sein wird – aus ökologischer Sicht erstrebenswert, die Biosphäre gänzlich vor menschlichen Einflüssen zu schützen (Miller et al., 1995). So leben beispielsweise in Deutschland nur 35–40% der einheimischen Arten in geschützten Gebieten (SRU, 1985). Auch Meeres- und Küstenökosysteme sind überwiegend in Gegenden zu finden, in denen Fischfang betrieben wird oder andere menschliche Aktivitäten zur Nutzung der Natur durchgeführt werden. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, daß die Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit der Biosphäre davon abhängt, inwieweit es gelingt, biosphärische Leistungen nachhaltig zu nutzen (sustainable use) und negative Auswirkungen auf die Biosphäre zu minimieren (Miller et al., 1995; WRI et al., 1992).

Vor dem Hintergrund der Entwicklung einer Konzeption für die Umsetzung des Leitbildes „Nachhaltige Landnutzung“ sind die Ausführungen in diesem Abschnitt zu verstehen. Kap. E 3.3 behandelt eine breite Palette von Problemen, die bei vielen Formen der Landnutzung auftreten. Erkenntnisleitend für die Umsetzung einer nachhaltigen Landnutzung ist dabei die in Kap. E 3.3.1 dargestellte Differenzierung zwischen verschiedenen Typen der Landschaftsnutzung, die sich hinsichtlich unterschiedlicher Ausprägung von wirtschaftlichem Nutzungsinteresse und Schutzerfordernis unterscheiden. Anhand dieser Differenzierung ist für die verschiedenen Formen der Landnutzung – jeweils den regionalen Bedingungen angepaßt – ein „System differenzierter Nutzungsintensitäten“ (Haber, 1971, 1998) zu entwickeln, das das Vorgehen für die Umsetzung einer am Nachhaltigkeitsziel orientierten Landnutzung festlegt. Möglichkeiten hierzu werden in den einzelnen Teilen dieses Kapitels angesprochen. Dabei spannt die Diskussion ein Kontinuum von streng zu schützenden Gebieten (Kap. E 3.3.2) über extensive Landnutzung (Kap. E 3.3.3) bis hin zu intensiv genutzten Ackerflächen



Hier thront der Mann auf seinem Sitze
Und ißt z.B. Hafergrütze.
Der Löffel führt sie in den Mund,
Sie rinnt und rieselt durch den Schlund,
Sie wird, indem sie weiterläuft,
Sichtbar im Bäuchlein angehäuft.-
So blickt man klar wie selten nur,
Ins innre Walten der Natur.

Abbildung E 3.2-3
Maler Klecksel als entkoppeltes System.
Quelle: Wilhelm Busch, 1884

(Kap. E 3.3.4) auf. Abschließend wird im Rahmen eines regionalen Management darauf eingegangen, wie diese verschiedenen Formen miteinander integriert werden können (Kap. E 3.9).

E 3.3.1.1
Die Grundidee: Die Entwicklung eines „Systems differenzierter Nutzungsintensitäten"

Der Mensch stellt an Ökosysteme und die Biosphäre eine breite Palette von Anforderungen. Diese spiegeln die Vielfalt der Werte wider, die der Mensch der Biosphäre zuschreibt. Die eingehende Herleitung und Kategorisierung der Werte wird in Kap. H vorgenommen, hier sollen nur einige Beispiele genannt werden: Tourismus und Naherholung, ein Bergwald, der Hangrutschungen vorbeugt, ästhetischer Naturgenuß, Weizenproduktion, die Konstruktion eines Insektenflügels als Vorbild für Ingenieure, der Überschwemmungsschutz durch die Speicherkapazität eines Feuchtgebiets, Ernte von Rattan aus dem Regenwald Kalimantans und gleichzeitig seine Bedeutung für das Weltklima, die Produktion von Papier aus den Nadelholz borealer Wälder, der Mangrovenwald, der die Küste vor der Erosion von Wind und Wellen schützt. Diese Liste ließe sich beliebig fortsetzen. Bei Betrachten dieser Liste wird sofort deutlich, daß diese Ansprüche sich vielfach gegenseitig ausschließen. Die Konkurrenz der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten ist eines der zentralen Probleme beim Umgang mit der Biosphäre. Es ist völlig unmöglich, einen Ökosystemtyp konstruieren zu wollen, der allen diesen Anforderungen gerecht wird. Daher bietet sich eine Aufgabenteilung oder Spezialisierung von selbst an: Ein Acker mit Weizen ist sehr effizient für die Produktion von Nahrungsmitteln, kann aber kaum der Bodenerosion vorbeugen oder einer großen Vielfalt an Organismen einen Lebensraum bieten. Dieser Vorteil der Spezialisierung gilt allerdings nicht immer: Ein Mischwald z. B. ist in der Lage, sowohl eine Bodenschutzfunktion und die Speicherung von Niederschlag, als auch Erholung und nicht zuletzt die Holzproduktion miteinander zu vereinen.

Es bieten sich also prinzipiell zwei Strategien an (Haber, 1998):

1. Integration von Schutz in Nutzung. – Hierbei ist immer ein Kompromiß zwischen Ertragsmenge und Lebensraumqualität anzustreben.
2. Segregation von Schutz und Nutzung. – Diese Strategie zielt auf eine Aufteilung der Landschaft in hochproduktive, d. h. intensiv genutzte, Ökosysteme auf der einen und in protektive Ökosysteme auf der anderen Seite.

Zwischen diesen beiden grundsätzlichen Strategien besteht allerdings kein substitutives, sondern eher ein komplementäres Verhältnis, denn beide Strategien können – zumindest in den weitaus meisten Räumen – zu einer einzigen Strategie zusammengeführt werden. Mit der (teilweisen) Einbindung von Strategie (1) „Integration von Schutz in Nutzung" in Strategie (2) „Segregation von Schutz und Nutzung" wird dann das Ziel verfolgt, ein „System differenzierter Nutzungsintensitäten" zu entwickeln (Haber, 1971, 1998; Uppenbrink, 1998). Für die Umsetzung einer solchen Strategie ist es zunächst erforderlich, zwischen verschiedenen Typen der Landschaftsnutzung zu differenzieren.

E 3.3.1.2
Differenzierung zwischen verschiedenen Typen der Landschaftsnutzung

Aus ökonomischer Sicht stellt sich das Problem einer nachhaltigen Landnutzung meist als Konflikt zwischen dem wirtschaftlichen Nutzungsinteresse – hier insbesondere die Nutzung von Landschaften zur Biomasseproduktion – auf der einen Seite und dem notwendigen Schutz der Biosphäre auf der anderen Seite dar. Je eine dieser beiden Zieldimensionen geht häufig zu Lasten des anderen Ziels. Es stehen sich somit auf dem ersten Blick der Naturschutzgedanke und die uneingeschränkte private Nutzung gegenüber. Dieser vermeintliche Konflikt kann allerdings in den meisten Fällen aufgehoben werden. Zum einem ist trotz wirtschaftlicher Nutzung die Berücksichtigung von Schutzzielen möglich, und zum anderen können differenzierte Nutzungsstrategien entwickelt werden, weil der beschriebene Konflikt je nach Landschaftsnutzungstyp verschieden hoch

ist. So macht es einen Unterschied, ob ein auf der Welt einmaliges Ökosystem durch menschliche Aktivitäten in seiner einzigartigen Zusammensetzung von Flora und Fauna zerstört oder konvertiert wird oder ob eine Landschaft, deren ökosystemare Charakteristika in vielen Regionen eines Landes oder weltweit vorzufinden sind, für (begrenzte) menschliche Nutzungen freigegeben wird. Von daher sind in einem ersten, vorstrukturierenden Ansatz zunächst folgende Typen der Landschaftsnutzung – differenziert nach Nutzungsintensitäten – zu unterscheiden:

Landschaftsnutzungstyp „N“ (Typ „Naturschutz“ – „Schutz vor Nutzung“)
Bei diesem Typ unterliegt die betreffende Landschaft einer besonderen Wertschätzung unter Umweltaspekten. Es handelt sich um eine aus biologischer Sicht bedeutsame Landschaft, die sich beispielsweise dadurch auszeichnet, daß es Landschaftsnutzungstypen mit ähnlichem biologischen Inventar nur selten auf der Welt gibt. Landschaften, die solch einmalige Ökosysteme mit globaler Bedeutung beherbergen, werden auch als „Weltnaturerbe“ bezeichnet und gelten als Erbe der Menschheit. Es kann sich aber auch um Landschaftsteile oder Ökosysteme handeln, die regional wichtige Ökosystemleistungen erbringen (Kasten D 2.5-1) und aus diesem Grund vor uneingeschränkter wirtschaftlicher Nutzung verschont bleiben müssen. In diesem Landschaftsnutzungstyp überwiegt das umweltpolitische Schutzinteresse, während das wirtschaftliche Nutzungsinteresse zurücktritt.

Landschaftsnutzungstyp „W“ (Typ „Wirtschaftliche Nutzung“ – „Schutz trotz Nutzung“)
Dieser Landschaftstyp bildet das andere Ende der Skala und zeichnet sich durch eine besonders gute private Nutzbarkeit aus. Beispielsweise handelt es sich um landwirtschaftlich ertragreiche Böden oder um Gebiete, in denen dem Massentourismus eine wichtige wirtschaftliche Bedeutung zukommt. Bei diesem Landschaftsnutzungstyp überwiegen die wirtschaftlichen Nutzungsinteressen, und die Umsetzung des umweltpolitischen Schutzgedankens würde hohe volkswirtschaftliche Kosten in Form der Nichtnutzung wichtiger wirtschaftlicher Entwicklungspotentiale hervorrufen. Von daher dominiert bei diesem Landschaftsnutzungstyp das wirtschaftliche Nutzungsinteresse.

Landschaftsnutzungstyp „M“ (Typ „Mittleres Schutzerfordernis“ – „Schutz durch Nutzung“)
Kennzeichnend für diesen Landschaftstyp ist die mittlere Position zwischen den beiden zuerst beschriebenen Typen „N“ und „W“. Dieser Landschaftstyp weist eine mittlere Sensibilität bezüglich der Fähigkeit auf, menschliche Eingriffe derart zu verarbeiten, daß die wesentlichen Systemeigenschaften und -leistungen aufrechterhalten bleiben. Zudem liegt die wirtschaftliche Nutzbarkeit der Landschaft in einem mittleren Bereich. So kann beispielsweise auf den Böden nur eine mittlere Produktivität erzielt werden, oder die Möglichkeiten, das Gebiet für touristische Zwecke umfassend zu nutzen, sind aufgrund naturräumlicher oder infrastruktureller Gegebenheiten nur beschränkt vorhanden.

Bei diesen verschiedenen Typen der Landschaftsnutzung handelt es sich um ein heuristisches Mittel, um die Argumentation zu erleichtern. De facto existieren natürlich diese drei Typen nicht in der beschriebenen reinen Form. Vielmehr wird ein Kontinuum mit den beiden Kriterien „Wirtschaftliches Nutzungsinteresse“ und „Schutzerfordernis“ aufgespannt, auf dem die beschriebenen Typen idealtypisch eingeordnet werden können.

Als Hilfe für die Einteilung der Landschaftsnutzungstypen können beispielsweise die Kriterien von Johnson (1995) für die Setzung von Prioritäten beim Schutz der Biodiversität herangezogen werden, um eine Vorstellung über das Schutzerfordernis und die Schutzwürdigkeit von Landschaften zu erhalten. Dabei wird auf biologische Kriterien wie z. B. Reichhaltigkeit, Seltenheit, Bedrohung, Besonderheit, Repräsentativität und funktionale Bedeutung abgestellt. In Kap. E 3.3.2.4 wird auf die Auswahl von Gebieten vom Typ „N“ besonders eingegangen. Für die Einschätzung des wirtschaftlichen Nutzungspotentials ist die Ermittlung entsprechender Ertragspotentiale erforderlich (beispielsweise landwirtschaftliche Produktivität, Fischreichtum usw.; Kap. E 3.3.4 und E 3.4).

E 3.3.2 Schutzgebiete: Schutz vor Nutzung

Die vielfältigen Anforderungen, die der Mensch an die Landschaft stellt, lassen sich nicht konfliktfrei miteinander vereinbaren. So können Gebiete bestimmte ökosystemare Leistungen (wie z. B. die Erhaltung des Wasserkreislaufs, Bodenschutz, Flutkontrolle) nicht erbringen, wenn eine intensive Landnutzung auf diesen Flächen erfolgt. Auch der Schutz von Options-, Symbol- oder Existenzwerten biologischer Vielfalt läßt sich nicht beliebig mit anderen Nutzungen vereinbaren. Wenn z. B. eine Art oder sogar ein Ökosystemtyp bedroht ist, die dem Menschen aus diesen Gründen wertvoll ist, so wird er dessen Verschwinden aus der heimischen Landschaft oder gar dessen weltweites Aussterben nicht tolerieren können. Die Ansprüche müssen mit den Notwendigkeiten von Produktion und Entwicklung miteinander abgewogen werden.

Aus verschiedenen Gründen sind Funktionen oder Leistungen, die von Arten, Ökosystemen oder Landschaften zur Verfügung gestellt werden (Kasten D 2.5-1), nur schwierig zu monetarisieren und in die wirtschaftlichen Rechnungen zu internalisieren. Wegen

ihres öffentlichen oder teilöffentlichen Gutscharakters werden sie häufig auf dem Markt zu gering geschätzt und können dadurch mehr geschädigt werden, als es den Präferenzen der Menschen entspricht (Kap. H 5).

Diese Lücke muß durch den Naturschutz geschlossen werden. Er hat die Aufgabe, die fehlende oder Präferenzen verzerrende marktliche Bewertung der Biosphäre zu korrigieren und durch wissenschaftlich begründete und politisch gewünschte Maßnahmen zu ergänzen, um die Leistungen und Funktionen der Biosphäre auch für künftige Generationen zu erhalten. Dies kann nur durch eine Mischung privater und staatlicher Initiativen erfolgen: Naturschutz ist eine Aufgabe, die eine möglichst breite gesellschaftliche Basis benötigt (Reid und Miller, 1989; McNeely, 1997).

Das wichtigste Instrument des Naturschutzes ist die Erhaltung von Flächen, auf denen sich noch natürliche oder naturnahe Ökosysteme finden. Dies ist vorrangiges Ziel des Landschaftsnutzungstyps „N“ (Schutzgebiete; „Schutz vor Nutzung“; vgl. Kap. E 3.3.1), in dem der Naturschutz Priorität vor allen anderen Interessen hat. Dieser Typ beschränkt sich nicht auf terrestrische Flächen, es kann sich auch um limnische Systeme, Küstenzonen und marine Gebiete handeln. Man könnte vom Vorrang der „Naturschutznutzung“ sprechen: Wenn man die moderat anthropozentrische Grundeinstellung des Beirats zugrunde legt (Kap. H), dann ist auch der Naturschutz letztlich eine Form der Biosphärennutzung. Eine prinzipielle Ausgrenzung des Menschen aus Schutzgebieten ist vor diesem Hintergrund nicht sinnvoll, so daß andere Nutzungen nicht grundsätzlich ausgeschlossen sind (Dierssen und Wöhler, 1997). Die Nutzung zu wissenschaftlichen Zwecken, Naturerlebnis („sanfter Tourismus“) und sogar Jagd und Sammeltätigkeit können in Schutzgebieten dann stattfinden, wenn dies dem prioritären Naturschutzzweck nicht zuwiderläuft (Fallbeispiele finden sich in Kap. E 3.3.3.4). In alten Kulturlandschaften kann die Fortführung der traditionellen Landnutzung sogar eine entscheidende Voraussetzung für die Erhaltung der Landschaft und für das Erreichen von Naturschutzzielen sein; die Landschaft der Lüneburger Heide ist hierfür ein klassisches Beispiel (Kap. E 2.1). In wieder anderen Fällen wird es notwendig sein, die Gebiete gänzlich vor menschlichen Einflüssen zu bewahren, z. B. müssen Brutkolonien von geschützten Seevögeln während der Brutzeit ungestört bleiben (Kasten E 3.7-1). Das Verhältnis von Landnutzung und Naturschutz ist also sehr stark von den historischen, biogeographischen und ökologischen Gegebenheiten abhängig: allgemeine Regeln lassen sich hierfür nicht angeben.

Wenn also der Untertitel dieses Kapitels „Schutz vor Nutzung“ lautet, dann ist damit Nutzung im engeren Sinn gemeint, d. h. die Nutzung von Flächen als Standorte für Infrastruktur, Siedlung, Industrie, Bergbau usw. sowie die wirtschaftliche Nutzung von Gütern, die aus der Biosphäre gewonnen werden. In der Regel betrifft letzteres die intensive Biomasseextraktion aus „künstlichen“ Agrar- oder Forstökosystemen, die durch Konversion natürlicher Ökosysteme entstanden sind und nur mit erheblichem Stoff- und Energieaufwand betrieben werden können (Kap. E 3.3.4). Diese Art Nutzungen sind mit dem Naturschutz in aller Regel unvereinbar und stehen damit in direkter Konkurrenz. Dieser Gegensatz wird allerdings dadurch etwas entschärft, daß – global gesehen – die landwirtschaftlich besonders produktiven Flächen häufig von vergleichsweise geringer Bedeutung für den Naturschutz sind, und umgekehrt. *Es ließe sich also viel von der noch verbliebenen biologischen Vielfalt erhalten, ohne daß sehr hohe Kosten z. B. durch Verzicht auf landwirtschaftliche Produktivität hinzunehmen wären* (Huston, 1993; James et al., 1999).

Nicht nur der Flächen- bzw. Ökosystemschutz, sondern auch der Artenschutz wird in diesem Kapitel seinen Platz finden, da er – mit Ausnahme des Handels mit bedrohten Arten in Kap. D 3.1 – kaum sinnvoll getrennt abgehandelt werden kann. Andere wichtige Themen wie z. B. der Umgang mit Konflikten in Schutzgebieten oder die zunehmend an Bedeutung gewinnenden Diskussionen um die Restauration von natürlichen Ökosystemen können hier aus Platzgründen nicht behandelt werden.

E 3.3.2.1
Aufgaben und Funktionen von Schutzgebieten

Die wirkungsvollste Strategie zur Erhaltung biologischer Vielfalt ist, die Konversion oder Degradation der natürlichen Ökosysteme zu vermeiden. Daher ist die Ausweisung von Schutzgebieten die schärfste Waffe im Kampf gegen die fortschreitende biologische Verarmung der Erde (WCMC, 1992). Sie sollen wertvolle ökosystemare Leistungen (z. B. Trinkwasser- oder Bodenschutz) sichern, die biologische Vielfalt und landschaftliche Schönheit erhalten und den Lebensraum interessanter oder wertvoller Arten schützen (Kasten E 3.3-1), wobei sich diese Ziele in der Regel ergänzen (-Soulé und Simberloff, 1986). Auf großen Flächen sollen durch Schutzgebiete repräsentative oder einzigartige Ausschnitte der biologischen Regionen erhalten werden. Wie bereits erwähnt, können bestimmte Nutzungsformen (z. B. Forschung und Lernen, Erholung und Tourismus, das nachhaltige Erzeugen von Produkten, das Offenhalten von Entwicklungs- und Nutzungsoptionen) in vielen Fällen unter entsprechenden Auflagen mit dem Naturschutzzweck vereinbar sein (McNeely et al., 1994).

Die Weltnaturschutzvereinigung (IUCN – The World Conservation Union) definiert Schutzgebiete als Flächen (sowohl terrestrische als auch aquatische), die speziell für die Erhaltung und Pflege der biologischen Vielfalt sowie von natürlichen und damit verbundenen kulturellen Ressourcen ausgewiesen sind und die durch rechtliche oder andere effektive Maßnahmen betreut werden (IUCN, 1994a). Damit entsprechen Schutzge-

biete dem Landnutzungstyp „N“ nach Kap. E 3.3.1, in dem Vorrang für den Naturschutz gilt.

Die IUCN und ihre World Commission on Protected Areas (WCPA) haben eine Kategorisierung von Schutzgebieten entwickelt, die weltweit anwendbar ist, sich aber nicht immer nahtlos mit den nationalen oder regionalen Kategorien deckt (McNeely et al., 1994; Kasten E 3.3-2). Einige internationale Abkommen enthalten wiederum Listen von Schutzgebieten, die sich in dieses Kategoriensystem meist problemlos einordnen lassen (z. B. Welterbekonvention, Ramsar-Konvention; Kap. I 3).

Es gibt Schutzgebiete, in denen die Erhaltung biologischer Vielfalt nur durch Totalschutz möglich ist und in denen sich kaum eine andere Form der Nutzung mit dem Schutzziel vereinbaren läßt. Für dieses Ende der Skala stehen die IUCN-Kategorien I–III (Schutzgebiete im engeren Sinn; Kasten E 3.3-2). Am anderen Ende der Skala stehen Kulturlandschaften mit einer Vielzahl an Ökosystemtypen, die durch Interaktion von Mensch und Natur infolge traditioneller Landnutzungs- und Siedlungsformen gewachsen sind (Kategorien V und VI). Auch hier gilt der Vorrang für Naturschutzziele, aber diese Kategorien bilden einen fließenden Übergang in den Typ „M“ (Schutz durch Nutzung; Kap. E 3.3.3). Landnutzung ist nicht prinzipiell ausgeschlossen. Es werden Synergien von Schutz und Nutzung angestrebt. Totalschutz kann in Kulturlandschaften sogar schädlich sein, wenn die vorhandene Vielfalt nur durch Fortführung der traditionellen Nutzungsarten erhalten werden kann.

Biosphärenreservate (Kap. E 3.9) lassen sich in dieses System nicht ohne weiteres einordnen, da diese Form des Gebietsschutzes bereits die verschiedenen Landnutzungstypen integriert (zum Verhältnis von Biosphärenreservaten und Schutzgebieten siehe IUCN, 1998a).

E 3.3.2.2
Artenschutz versus Ökosystemschutz?

Die Art oder Spezies ist aus vielerlei Gründen nicht die einzig maßgebliche „Einheit des Naturschutzes“. Artenschutz ist nur im Zusammenhang mit Ökosystemen und Landschaften ein sinnvolles Konzept, die Erhaltung biologischer Vielfalt muß sich auf diese Ebenen konzentrieren (Bridgewater und Cresswell, 1998).

Wie bereits an anderer Stelle im Gutachten erwähnt, ist bereits die Identifizierung und taxonomische Beschreibung der vielen Millionen Arten der Erde eine Jahrhundertaufgabe. Es ist utopisch, alle gefährdeten Arten zu identifizieren, um dann artspezifische Maßnahmenpläne zu entwickeln (Heywood, 1993). Die dem Naturschutz zur Verfügung stehenden Ressourcen reichen hierzu bei weitem nicht aus (Myers, 1993).

Der Artenschutz wird daher nicht ohne vorherige abwägende Bewertung auskommen: nur „besonders wertvolle“ Arten können in den Genuß von aufwendigen Artenschutzprogrammen kommen. Dabei gibt es keine einheitlichen Kriterien für die Entscheidung, welche Arten als „besonders wertvoll“ gelten sollen (z. B. Simberloff, 1998). Die verschiedenen Kategorien von Werten (Funktions-, Nutz-, Symbol-, Options- und Existenzwert; Kap. H) machen deutlich, daß es sich nicht um eine ausschließlich auf ökologisch-naturwissenschaftlichen Überlegungen aufbauende Entscheidung handeln kann, sondern daß viele gesellschaftlich definierte Bewertungen eine Rolle spielen (Kasten E 3.3-3). So förderte die Lufthansa beispielsweise Artenschutzprogramme für ihr Symboltier, den Kranich, und die USA unternehmen kostenträchtige Anstrengungen, um ihr Wappentier, den Weißkopf-Seeadler, vor dem Aussterben zu bewahren. Solche Beispiele für eine hohe Einschätzung des Symbolwertes ließen sich durch andere ergänzen, in denen z. B. der Existenzwert (Wale) oder der Optionswert (wildverwandte Arten von Nutzpflanzen) hoch eingeschätzt werden. Ein anderes wichtiges Kriterium betrifft das Ausmaß der konkreten Bedrohung.

Ein Vorteil des Artenansatzes ist, daß Status, Trends und Gefährdungsgrade einfacher abgeschätzt werden können (Aufbau von „Roten Listen“; IUCN, 1994b; BfN, 1997a) und die Motivation „Schutz einer Art vor dem Aussterben“ gut einer breiteren Öffentlichkeit vermittelbar ist. Ein Nachteil ist, daß die Begründung von Landnutzungsbeschränkungen durch den Schutzstatus von nur wenigen oder nur einer einzigen Art der lokalen Öffentlichkeit ein vereinfachtes, verzerrtes Bild vermittelt, so daß im Extremfall widersprüchlicher Interessen die zu schützende Art sogar zum „Feindbild“ erklärt werden kann. Das eigentliche Schutzziel – die Erhaltung natürlicher Ökosysteme mit ihrem reichhaltigen Arteninventar, ihrer Dynamik und ihren vielfältigen Leistungen – kann dabei in den Hintergrund geraten.

Schutzprogramme, die auf das Management einzelner Arten fixiert sind, können auch Flanken für Zielkonflikte öffnen: Maßnahmen für das Wohlergehen der einen gefährdeten Art haben in aller Regel ökosystemare Auswirkungen, die sehr wohl auf Kosten einer anderen, eventuell ebenfalls gefährdeten Art gehen können. Auch kann sich bei der Konzentration finanzieller Mittel auf sehr aufwendige Schutzmaßnahmen für einzelne „charismatische“ Arten die Frage nach der Effizienz der Maßnahmen für das Gesamtziel „Erhaltung der biologischen Vielfalt“ stellen.

Für die Lösung derartiger Konflikte ist wichtig, daß die Verantwortlichen die meist implizit vorgenommene Bewertung von Arten und Ökosystemen bewußt und nachvollziehbar vornehmen. Diese indirekte Bewertung wird beispielsweise daran deutlich, daß sich Artenschutzprogramme meist den sichtbaren und beliebten Symbolarten widmen, in der Regel sind dies Wirbeltiere, meistens Säugetiere oder Vögel. Artenschutzpro-

Kasten E 3.3-1

In-situ-Erhaltung genetischer Ressourcen in Schutzgebieten

Der Schutz wertvollen genetischen Materials *in situ*, z. B. der wildverwandten Arten oder traditionellen Landsorten ökonomisch besonders wichtiger Arten, ist vor allem durch den Schutz der entsprechenden natürlichen Ökosysteme oder traditionellen Anbauverfahren (*on farm*) zu erreichen (Kap. D 3.1; Begemann und Oetmann, 1997). Populationsbiologische Aspekte sind dabei besonders zu berücksichtigen, denn es geht nicht nur um das Überleben einer Wildpopulation, sondern um die möglichst vollständige Erhaltung der genetischen Vielfalt innerhalb der Population und um die Aufrechterhaltung der natürlichen Evolutionsprozesse in den Populationen – was auch möglichen Selektionsdruck durch traditionelle menschliche Nutzung mit einschließen kann.

Trotz des großen Wertes genetischer Ressourcen werden nur sehr wenige Schutzgebiete speziell für den Zweck der *In-situ*-Erhaltung genetischer Ressourcen eingerichtet oder optimiert (Heywood, 1993). Die Datengrundlage ist sehr dünn, sowohl was Bestandsaufnahmen, das Monitoring und auch das Wissen über die ökologischen Ansprüche dieser Ressourcen angeht. Lediglich über die Schutzansprüche der wildverwandten Arten der wichtigsten Nahrungspflanzen hat die FAO eine Untersuchung durchgeführt.

Schutzgebiete sind das wichtigste Instrument für den Schutz genetischer Ressourcen für die Forstwirtschaft. Bei den wildverwandten Arten landwirtschaftlich genutzter Pflanzen ist der *In-situ*-Schutz derzeit in der Regel lediglich ein unbeabsichtigtes Nebenergebnis von allgemeinen Naturschutzmaßnahmen. Schutzgebiete können und sollten deshalb in Zukunft eine größere Rolle für den Schutz pflanzengenetischer Ressourcen spielen (McNeely, 1995), jedoch bedarf es erheblich verstärkter Anstrengungen, um die Erhaltung von pflanzengenetischen Ressourcen in Schutzgebieten effektiv zu gestalten. Der Schutzgebietsansatz ist allein nicht ausreichend: Die meisten wertvollen pflanzengenetischen Ressourcen finden sich außerhalb etablierter Schutzgebiete, so daß für deren Schutz ein mit anderen Landnutzungsformen (On-farm-Erhaltung) und vor allem *Ex-situ*-Instrumenten (Kap. D 3.1) integrierter Ansatz erforderlich ist.

gramme zur Verhinderung des Aussterbens eines unscheinbaren Insekts könnten z. B. aufgrund einer ökologischen Schlüsselfunktion genauso gerechtfertigt sein, werden aber nur selten durchgeführt.

Trotz der Probleme und Konflikte sind Artenschutzprogramme dennoch in vielen Fällen notwendig – und oft auch erfolgreich. Wenn es z. B. um die Erhaltung oder Wiederansiedlung von Schlüsselarten oder besonders charismatischen Arten geht, was wiederum Voraussetzung für die Erhaltung der jeweiligen Ökosysteme sein kann, sind spezielle Artenschutzprogramme angebracht. Von entscheidender Bedeutung ist hierbei das Wissen um die Mindestflächengröße bzw. Mindestpopulationsgröße (minimum viable population, MVP) der zu schützenden Arten. Artenschutzprogramme sind auch dann effektiv, wenn die Bedrohungsfaktoren gefährdeter Arten bekannt sind und gezielt beeinflußt werden können, z. B. Jagd, Sammeltätigkeit, Konversion oder Fragmentierung von essentiellen Habitaten oder Handel mit bedrohten Arten (Kap. D 3.1).

Für die Praxis gilt noch häufig die Regel: „Eine Art ist das, was ein kompetenter Systematiker sagt“ (Regan, 1926). Dies wird auf Dauer nicht ausreichen, daher bleibt die wissenschaftliche Klärung der Bedeutung des Artenkonzepts eine wichtige Forschungsfrage. Da die Evolution und Anpassung an die Umwelt nicht auf der Artenebene, sondern auf den Ebenen des Individuums und der lokalen Population erfolgt, gibt es keine natürlichen Mechanismen in Ökologie oder Evolution, die zugunsten des Überlebens von Arten funktionieren (Williams, 1966; Kap. D 2). Das Wesen und Überleben der Art ist also untrennbar mit dem biologischen Konzept der Population und ihrer Einbindung in das jeweilige Ökosystem verbunden. Populationsbiologische Forschung – und hier insbesondere die Bedeutung innerartlicher Vielfalt – bildet daher eine wichtige Säule für die wissenschaftliche Begründung des Artenschutzes und sollte verstärkt gefördert werden (Kap. J; WBGU, 1996b).

Am Anfang von Bemühungen um die Erhaltung von Arten sollte eine Bewertung stehen, die sich auf eine Methodik unter Berücksichtigung sowohl ökologischer als auch gesellschaftlicher Kriterien berufen kann. Hier ist noch erheblicher Forschungsbedarf zu verzeichnen. Grundlagen können die bewußte Anwendung und Gewichtung der unterschiedlichen Wertkategorien sein, die in Kap. H eingehend erläutert werden. Anhand dieser Kategorien können die verschiedenen „Rollen“ der Arten für Ökosysteme und menschliche Gesellschaft definiert und in der Entscheidung berücksichtigt werden (Kasten E 3.3-3). So kann man die Arten bzw. Populationen identifizieren, für die ein spezielles Schutzprogramm aufgelegt werden muß. Die Gestaltung eines solchen Programms ist natürlich abhängig von den Ansprüchen und dem Gefährdungsstatus der Zielpopulation, in der Regel muß ein Mix aus verschiedenen Instrumenten speziell zugeschnitten werden. Dabei muß auch die Einbeziehung von *Ex-situ*-Maßnahmen geprüft werden (Kasten E 3.3-4). Vor allem aber muß das Programm mit Maßnahmen zum Schutz der Ökosysteme eng vernetzt werden, von denen die Zielart abhängt. Die enge Integration von Artenschutz und Ökosystemschutz ist entscheidend: sie eröffnet den Blick für Synergien und kann Konflikte zwischen verschiedenen Schutzzielen lösen helfen.

E 3.3.2.3
Situation von Schutzgebieten weltweit

Status

Die IUCN veranstaltet alle 10 Jahre einen Weltkongreß zum Thema Nationalparks und Schutzgebiete. Der

Kasten E 3.3-2

Das modifizierte System der IUCN-Schutzgebiets-kategorien, verabschiedet auf dem 4. Weltkongreß für Nationalparks und Schutzgebiete

I. Strenges Naturreservat/Wildnisgebiet: Schutzgebiet, das hauptsächlich zum Zwecke der Forschung oder des Schutzes der Wildnis verwaltet wird.
Landgebiet oder marines Gebiet, das herausragende oder beispielhafte Ökosysteme, geologische oder physiologische Merkmale und/oder Arten aufweist und dessen Mangement in erster Linie wissenschaftlicher Forschung und/oder dem Umweltmonitoring dient. Oder: ausgedehntes ursprüngliches oder leicht verändertes Landgebiet und/oder marines Gebiet, das seinen natürlichen Charakter bewahrt hat, in dem keine ständigen oder bedeutenden Siedlungen existieren und dessen Schutz und Management dazu dienen, seinen natürlichen Zustand zu erhalten.

II. Nationalpark: Schutzgebiet, das hauptsächlich zum Schutz von Ökosystemen und zu Erholungszwecken verwaltet wird.
Natürliches Landgebiet oder marines Gebiet, das ausgewiesen wurde, um die ökologische Unversehrtheit eines oder mehrerer Ökosysteme im Interesse der heutigen und kommender Generationen zu schützen, um Nutzungen oder Inanspruchnahme, die den Zielen der Ausweisung abträglich sind, auszuschließen und um eine Basis für geistig-seelische Erfahrungen sowie Forschungs-, Bildungs und Erholungsangebote für Besucher zu schaffen. Sie alle müssen umwelt- und kulturverträglich sein.

III. Naturmonument: Schutzgebiet, das hauptsächlich zum Schutz einer besonderen Naturerscheinung verwaltet wird.
Gebiet, das eine oder mehrere besondere natürliche oder natürliche/kulturelle Erscheinungen enthält, die außerordentlich oder einzigartig sind und wegen der ihnen eigenen Seltenheit, Beispielhaftigkeit, ästhetischen Qualität oder kulturellen Bedeutung schützenswert sind.

IV. Biotop-/Artenschutzgebiet mit Management: Schutzgebiet, für dessen Management gezielte Eingriffe erfolgen.
Landgebiet oder marines Gebiet, in dem Eingriffe mit dem Ziel stattfinden, den Fortbestand von Lebensräumen zu sichern und/oder die Bedürfnisse bestimmter Arten zu befriedigen.

V. Geschützte Landschaft/Geschütztes marines Gebiet: Gebiet, dessen Management hauptsächlich auf den Schutz einer Landschaft oder eines marinen Gebietes ausgerichtet ist und der Erholung dient.
Landgebiet, ggfs. unter Einbeziehung von Küsten und marinen Gebieten, in dem das Zusammenwirken von Mensch und Natur im Lauf der Zeit eine Landschaft von besonderem Charakter geformt hat, und diese über herausragende ästhetische, ökologische und/oder kulturelle Werte und oft über außergewöhnliche biologische Vielfalt verfügt. Die ungestörte Fortführung dieses traditionellen Zusammenwirkens ist für den Schutz, die Erhaltung und Weiterentwicklung des Gebiets unerläßlich.

VI. Ressourcenschutzgebiet mit Management: Schutzgebiet, dessen Management der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ökosysteme dient.
Gebiet, das überwiegend natürliche Systeme in ihrem Urzustand enthält und dessen Management einen dauerhaften Schutz und die Erhaltung der Artenvielfalt gewährleistet, zugleich aber auch Naturprodukte und Dienstleistungen zur Befriedigung der Bedürfnisse der Gesellschaft nach dem Prinzip der Nachhaltigkeit verfügbar machen soll.

Quelle: McNeely et al., 1994

4. Kongreß (1992 in Caracas) hatte unter anderem zum Ziel, das Kategoriensystem für Schutzgebiete zu vereinfachen (Kasten E 3.3-2) und einen aktuellen Überblick über den Status und die Trends des weltweiten Schutzgebietssystems zu erarbeiten (Tab. E 3.3-1; McNeely et al., 1994).

Derzeit stehen ca. 5% der weltweiten Landfläche unter Schutz, wobei die regionale Verteilung sehr ungleichmäßig ist: Sie reicht von unter 1% bis über 10%. Diese Statistik ist allerdings dadurch verzerrt, daß nur Schutzgebiete der Kategorie I-V aufgenommen wurden, die größer als 1.000 ha und im Besitz der öffentlichen Hand sind (IUCN, 1998b). Zum Beispiel wird hierdurch die Situation in Europa nicht angemessen abgebildet, wo viele Schutzgebiete kleiner als 1.000 ha sind. Tab. E 3.3-1 liefert also eine konservative Abschätzung der tatsächlichen Situation des Flächenschutzes. Eine vollständige Liste aller Schutzgebiete wird vom World Conservation Monitoring Centre aufgebaut (WCMC, 1999a), einen weltweiten Überblick bietet Abb. E 3.3-1.

Trends

Abb. E 3.3-2 zeigt, daß das Schutzgebietssystem global wächst: in 5 von 13 Regionen der Welt wurde mehr als die Hälfte der Schutzgebiete erst nach 1982 ausgewiesen (McNeely et al., 1994). Allerdings ist die jährliche Zuwachsrate der Schutzgebietsausweisung seit 1970 kontinuierlich zurückgegangen.

Repräsentativität

Das weltweite Schutzgebietssystem soll die unterschiedlichen Biomtypen möglichst repräsentativ widerspiegeln. Um diese Repräsentativität abschätzen zu können, hat Udvardy (1975) eine Klassifikation der Biosphäre in 8 Regionen und 193 „biogeographische Provinzen“ vorgenommen, so daß jede Provinz durch einen von 14 Biomtypen charakterisiert ist. Das Ziel des auf dem 3. Weltkongreß zu Nationalparks und Schutzgebieten verabschiedeten „Bali Action Plan“ (McNeely und Miller, 1984), jeweils mindestens 10% jeder biogeographischen Provinz unter Naturschutzvorrang zu stellen, ist lediglich in einem Viertel der Provinzen bereits erreicht.

Kasten E 3.3-3

Kategorien von Arten

Arten können aus unterschiedlichsten Gründen für den Menschen von besonderem Wert sein. Hier wird in Anlehnung an die Wertkategorien in Kap. H eine Begriffsklärung der verschiedenen Artkategorien vorgeschlagen (s. a. Simberloff, 1998).

Funktionswert: Schlüsselarten (keystone species)
Arten, die eine Schlüsselstellung im Ökosystem einnehmen, deren Ausfall große Veränderungen der Ökosystemstruktur nach sich ziehen würde (Kasten D 2.4-2; Paine, 1966). Gelegentlich nehmen die großen Symbolarten gleichzeitig eine Schlüsselstellung im Ökosystem ein (keystone species, z. B. Elefant; Western, 1989).

Nutzwert: Wirtschaftsarten (economically important species)
Arten mit hohem wirtschaftlichem Nutzwert. Dies sind vor allem die Tier- und Pflanzenarten für Nutzung als „food and fiber", die für Land- und Forstwirtschaft, Fischerei und Pharmaindustrie von Bedeutung sind.

Symbolwert und Existenzwert: Symbolarten (flagship species), Schirmarten (umbrella species) und Leit- bzw. Indikatorarten (indicator species)
Umfragen ergeben eine überwältigende Mehrheit für die Erhaltung von bestimmten *Symbolarten*, z. B. Tiger, Elefanten, Pandabären, Wale usw. Häufig sind dies große Tiere (aber auch Bäume oder besonders beliebte Zierpflanzen wie z. B. Orchideen) mit erheblicher Bedeutung für den Menschen, sei es als Symbol oder als kulturell-spirituelles oder mythisches Sinnbild (z. B. Wappen- oder Totemtiere), deren Aussterben als erheblicher Verlust gewertet würde. Der Symbolwert dieser charismatischen Arten sorgt für hohe Aufmerksamkeit und damit für höheres Gewicht in den Auseinandersetzungen um konkurrierende Nutzungen und dient daher oft als „Anker" für Naturschutzkampagnen von NRO.

Schirmarten sind Arten, die einen großen, natürlichen Lebensraum benötigen und von deren Schutz „automatisch" andere, weniger auffällige Arten mit geringerem Existenzwert profitieren (z. B. dient in Europa der Weißstorch als Aufhänger für den Schutz von Feuchtwiesen oder in den USA der Fleckenkauz als Aufhänger für den Schutz von Primärwald). Schirmarten haben typischerweise einen hohen Existenz- oder Symbolwert, häufig sind es zudem Schlüsselarten.

Leit- bzw. Indikatorarten sind charakteristische Arten bestimmter Ökosysteme und haben eine Stellvertreterfunktion, da sie auch als Indikatoren für deren Zustand dienen. Hier steht also nicht die Wertkategorie im Vordergrund, sondern die Funktion für den Naturschutz.

Optionswert: Potentialarten (potentially important species)
Dies sind Arten, deren Wert zwar hoch, aber noch unerkannt ist. Dieser unerkannte Wert kann sich in allen Kategorien (Funktions-, Nutz-, Symbol- und Existenzwert) manifestieren (vgl. Tab. H 5.6-1). Meist sind im engeren Sinn die Wirtschaftsarten *in spe* gemeint, z. B. die wildverwandten Arten von Nutzpflanzen oder Pflanzen mit möglichen medizinischen Wirkungen (Kap. D 3.3).

Bei den meisten der Provinzen sind weniger als 2% der Fläche geschützt (Abb. E 3.3-3). Stellt man die Schutzgebiete den Biomtypen gegenüber, so stehen heute zwischen 0,8% und 9,9% der Biomflächen unter Schutz. Es ist also bislang kein Biomtyp zufriedenstellend im weltweiten Schutzgebietssystem repräsentiert (Tab. E 3.3-2).

Der Schutz der marinen Umwelt und Biodiversität hinkt jenem im terrestrischen Bereich weit hinterher (Kelleher und Bleakley, 1994). Die biogeographische Repräsentativität der weltweit 1.182 marinen Schutzgebiete ist ungenügend: Ein integrierter Ansatz zum Management des globalen marinen Ökosystems steht noch aus. Es besteht vor allem Nachholbedarf hinsichtlich einer systematisierten Klassifizierung, auf deren Grundlage eine repräsentative Flächenschutzstrategie entwickelt werden kann.

Ein großer Teil der terrestrischen biologischen Vielfalt (ca. 50%) befindet sich auf nur einem kleinen Anteil der Erdoberfläche (ca. 2%), den sog. Brennpunkten biologischer Vielfalt, von denen viele in tropischen Entwicklungsländern liegen (hotspots; Myers, 1988; Mittermeyer et al., 1998; Abb. D 1.2-2). Die Repräsentativität des Schutzgebietssystems im Hinblick auf die Brennpunkte biologischer Vielfalt ist nur unzureichend untersucht, hier besteht Forschungsbedarf. Durch verbesserte Datenlage und die Anwendung moderner Informationstechnologie sind hier in Zukunft Fortschritte zu erwarten. Eine Studie von BirdLife International zeigt z. B., daß etwa 20% der Areale endemischer Vogelarten keine Schutzgebiete aufweisen (Stattersfield et al., 1998). Gut durchdachte Prioritätensetzung kann sicherlich die Effektivität eines Schutzgebietssystems auf gleicher Fläche erheblich verbessern helfen: Hier besteht dringender Handlungsbedarf.

E 3.3.2.4
Planung und Auswahl von Schutzgebieten

Die geschickte Auswahl von Flächen für Schutzgebiete ist eine entscheidende Voraussetzung für den Erfolg bei der Erhaltung biologischer Vielfalt (Caldecott, 1994). Für die Auswahl gibt es eine Reihe von Ansätzen und Kriterien (z. B. Johnson, 1995; Miller et al., 1995; Dinerstein et al.; 1995; Annex I der CBD). Man kann diese Kriterien wie folgt zusammenfassen:

- *Besonderheit:* Priorität sollte auf Gebieten mit einem hohen Anteil an seltener, endemischer oder taxonomisch einzigartiger biologischer Vielfalt liegen („Brennpunkte" biologischer Vielfalt; Mittermeyer et al., 1998; Williams, 1998).
- *Nützlichkeit:* Arten oder Ökosysteme, deren Verlust dem Menschen schaden würde – etwa durch entgangenen Nutzen oder ökosystemare Leistungen – sollten bevorzugt geschützt werden.
- *Repräsentanz:* In einem Schutzgebietssystem sollten alle Ökosystemtypen repräsentiert sein.

Kasten E 3.3-4

Überblick über den Naturschutz *ex situ*

Bei der Erhaltung von Arten oder genetischen Ressourcen *ex situ* werden Komponenten der biologischen Vielfalt aus dem natürlichen Zusammenhang entnommen und in künstlicher Umgebung am Leben erhalten. Hierher gehören Sammlungen lebenden biologischen Materials aller Art: botanische Gärten und Arboreta, zoologische Gärten, Aquarien, Museen, Sammlungen von Mikroorganismen, Genbanken usw. Diese Einrichtungen sind nicht alle staatlich: es gibt bedeutende private Sammlungen und nicht zuletzt Sammlungen wertvoller genetischer Ressourcen der Agrarindustrie. Diese Institutionen sind häufig multifunktionell, dienen also nicht nur als „Archive“, sondern bieten auch Raum für Forschung, Lehre, Bewußtseinsbildung oder anspruchsvolle Freizeitgestaltung der Besucher. Die Verknüpfung mit angewandter Forschung ist besonders hervorzuheben, da sich erfolgreiche *Ex-situ*-Erhaltungsstrategien nur auf solider wissenschaftlicher Basis entwickeln lassen.

Beim Schutz genetischer Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft spielt der *Ex-situ*-Schutz z. B. in Genbanken eine unverzichtbare Rolle. Sie sind bei vielen Arten und Sorten die derzeit einzige praktikable Möglichkeit, die Auslöschung genetischer Vielfalt dieser Ressourcen zu verhindern. Kap. D 3.4 bietet eine eingehendere Darstellung dieses Themas.

Das derzeit *ex situ* geschützte genetische Material ist begrenzt und gegenüber den Verhältnissen in der Natur sehr verzerrt. Bei höheren Pflanzen ist das *Ex-situ*-Angebot am besten: etwa 80.000 Arten höherer Pflanzen sind in botanischen Gärten weltweit vertreten, das ist etwa ein Viertel der geschätzten weltweiten Artenzahl. Zoologische Gärten haben es ungleich schwerer: der *Ex-situ*-Schutz von Tieren ist teuer und schwierig. Die Erhaltung von Elefanten oder Nashörnern ist z. B. im Zoo ca. 50mal teurer als in Nationalparks (Leader-Williams, 1990). Unter den gegenwärtigen Bedingungen können von den in Zoos weltweit vorhandenen ca. 3.000 Arten nur maximal 900 Tierarten langfristig vor dem Aussterben bewahrt werden: das ist nur ein winziger Bruchteil der Gesamtartenzahl. Wenn zusätzlich die Langzeiterhaltung der genetischen Vielfalt dieser Arten ermöglicht werden soll, wäre die Zahl noch erheblich geringer (Conway, 1992). Für Mikroorganismen ist das Verhältnis ähnlich unbefriedigend: von geschätzten 2 Mio. Arten sind nur ca. 4.000 bereits beschrieben. Diese wenigen beschriebenen Arten sind allerdings sehr gut in *Ex-situ*-Sammlungen vertreten, da die Beschreibung mit der Hinterlegung des Typstamms in einer öffentlichen Sammlung einhergehen muß. Für 90% der beschriebenen Gattungen und für 80% der Arten liegen phylogenetische Daten vor, allerdings ist der Zugriff auf diese Informationen verbesserungsbedürftig (Stackebrandt, 1998).

Ex-situ-Maßnahmen sind wertvolle Hilfsmittel und unverzichtbare Ergänzung der Bemühungen des *In-situ*-Naturschutzes, sie können diese aber keinesfalls ersetzen. *Ex-situ*-Naturschutz ist immer mit Problemen der geringen Populationsgröße und der gegenüber natürlichen Populationen veränderten Selektion verbunden: genetische Vielfalt geht verloren, natürliche Verhaltensweisen verändern sich und die Evolution der Arten bekommt einen anderen Impuls (Loeschke et al., 1994; BfN, 1997a). Daher lassen sich viele Komponenten der biologischen Vielfalt *ex situ* nicht schützen (eine wichtige Ausnahme bilden pflanzengenetische Ressourcen; Kap. D 3.4). Vor allem die dynamischen Prozesse (z. B. die abiotischen und biotischen Interaktionen in Ökosystemen und die natürliche Evolution) können nur *in situ* aufrecht erhalten werden. Für Projekte der Restaurationsökologie, etwa die Wiederansiedlung von Arten, kann die *Ex-situ*-Erhaltung durch genetisches Material, gezielte Vorbereitungsprogramme und wissenschaftliche Erkenntnisse jedoch unverzichtbare Voraussetzungen liefern (Kasten D 2.4-1; IUCN-RSC, 1995).

- *Redundanz:* Es muß sichergestellt sein, daß Planungsfehler, Katastrophen oder Klimawandel in einem Schutzgebiet nicht einen dort auftretenden Ökosystemtyp in seinem überregionalen oder gar weltweiten Bestand gefährden.
- *Bedrohung:* Bei von lokalem oder gar globalem Aussterben bedrohten Arten oder Ökosystemtypen ist eine Unterschutzstellung besonders vordringlich.

Diese (und andere) Kriterien haben ihre Schwächen und ihre Anwendung ist keine einfache Aufgabe, da es z. B. nicht einmal einheitliche Indikatoren für biologische Vielfalt gibt.

Vernetzung: Korridore und Verbundsysteme

Schutzgebiete sind in der Regel Fragmente der ursprünglichen Ökosysteme. Diese Fragmentierung bedeutet nicht nur eine einfache Reduktion der Flächengröße, sondern hat vielerlei ökologische Effekte (z. B. Beeinflussung der genetischen Drift, Randeffekte; Kap. C 1.1). Daher liegt die Idee nahe, die verbliebenen Fragmente durch Korridore zu verbinden, um ein vernetztes Verbundsystem zu schaffen (z. B. Noss und Harris, 1986). Diese Korridore sollen die Bewegungsfähigkeit und den genetischen Austausch bestimmter Arten und somit ihre Überlebenswahrscheinlichkeit verbessern, sind aber besonders durch Randeffekte geprägt und daher empfindlicher. Sie sind besonders effektiv, wenn sie die bekannten Wanderungsrouten von Tieren abbilden. Ein Beispiel im großen Maßstab ist die Vision eines „biologischen Korridors“ aus Schutzgebieten bzw. Biosphärenreservaten von Mexiko bis nach Panama (MAB, 1999). Angesichts des anthropogenen Klimawandels und der Fragmentierung natürlicher Ökosysteme bekommen Korridore eine zusätzliche Bedeutung, um die klimabedingte Verschiebung von Ökosystemtypen zu ermöglichen (Kap. F 4.1; Peters und Darling, 1985). Allerdings lassen sich auf dem derzeitigen Wissensstand generelle Empfehlungen oder Regeln für die Einrichtung und Ausgestaltung von Korridorsystemen nicht aussprechen: Dazu ist deren Effektivität von Fall zu Fall zu verschieden (Dawson, 1994), und der Nutzen von Korridoren sowie die Voraussetzungen für ihren Erfolg sind noch nicht hinreichend untersucht (Plachter, 1991; Simberloff et al., 1992; Meffe und Carroll, 1994). Die Naturschutzforschung sollte sich dieser wichtigen Frage verstärkt widmen. In Europa kann die Umsetzung der FFH-Richtlinie und des Verbundsystems NATURA 2000 für diese Forschung einen Rahmen bieten.

Tabelle E 3.3-1
Fläche von Schutzgebieten nach IUCN-Managementkategorien I–V (Daten von 1992, Kategorienystem von 1978). Für diese Statistik beträgt die Minimalgröße von Gebieten 10 km^2, außer im Pazifik und in der Karibik, dort beträgt sie 1 km^2.
Quelle: McNeely et al., 1994

	Schutzgebietskategorien I [km^2]	II	III	IV	V	Schutzgebietsfläche (I–V) [km^2]	[%]
Nordamerika	19.724	1.452.628	184.705	696.293	207.150	2.560.502	10,9
Europa	31.070	55.130	3.422	66.138	306.473	462.231	9,1
Nordafrika und Mittlerer Osten	22.958	139.429	62	232.788	45.487	440.724	3,4
Ostasien	3.746	72.866	0	309.387	38.153	424.151	3,6
Nordeurasien	218.493	16.444	0	18.403	1.176	237.958	1,1
Afrika südlich der Sahara	25.824	758.064	189	439.090	24.831	1.247.997	5,2
Süd- und Südostasien	73.555	176.508	211	232.493	4.670	487.437	5,5
Pazifik	1.948	1.281	12	1.543	76	4.858	0,8
Australien	25.835	633.210	15	105.679	49.374	814.113	10,6
Antarktis und Neuseeland	8.858	21.710	210	3.558	0	34.335	0,3
Zentralamerika	3.558	31.012	175	11.057	67	45.871	8,5
Karibik	494	8.697	13	6.758	6.896	22.857	9,6
Südamerika	83.896	546.325	28.076	281.189	206.404	1.145.894	6,4
Gesamt	519.939	3.913.304	217.090	2.387.816	890.757	7.928.928	5,3

E 3.3.2.5
Effektivität und Management von Schutzgebieten

So beeindruckend die Zahl und die Fläche der weltweiten Schutzgebiete auf den ersten Blick auch sind, so sagen sie doch nur wenig über deren Qualität und Effektivität aus. Die Ausweisung eines Schutzgebiets allein beseitigt noch nicht die Bedrohungen der biologischen Vielfalt. Es besteht kein Zweifel daran, daß viele der Gebiete nur auf dem Papier existieren und eine Umsetzung vor Ort nicht stattfindet oder mit großen Problemen (z. B. Wilderei, illegale Holznutzung, Siedlung, Fischerei und Landwirtschaft) zu kämpfen hat (Brandon et al., 1998).

Die Frage nach der Effektivität von Schutzgebieten kann nur unzureichend beantwortet werden: es gibt selbst in Ländern mit einem gut etablierten Schutzgebietssystem zu wenig Daten und Untersuchungen. Zwei Beispiele sollen die Probleme veranschaulichen:

- Alle US-amerikanischen Nationalparks sind zu klein und zu mangelhaft miteinander und der Umgebung vernetzt, um die bei Gründung des Parks vorgefundene Säugetierfauna vollständig zu erhalten. So sind im 20. Jahrhundert in allen (mit Ausnahme des größten) Nationalparks Säugetiere ausgestorben, wobei der Artenverlust linear mit zunehmender Größe der Parks abnimmt (Newmark, 1987).
- Ähnliches gilt auch für Deutschland: Der Artenverlust kann durch das gegenwärtige Schutzgebietssystem nicht aufgehalten werden (Ssymank, 1997). Eine Untersuchung an einer repräsentativen Auswahl süddeutscher Schutzgebiete kommt zum Schluß, daß nur 18% der Gebiete einen guten Erhaltungszustand aufweisen, während bei 75% eine Gefährdung oder akute Bedrohung der Schutzziele festzustellen ist. 5% der Gebiete waren sogar bereits zerstört (Haarmann und Pretscher, 1993).

Die weltweite Untersuchung von Schutzgebieten durch die IUCN („Regional Review") gibt erstmals einen Überblick über diese Probleme, woraus regionenspezifische Empfehlungen für Verbesserungen abgeleitet wurden (McNeely et al., 1994). Im folgenden sollen zwei sich gegenseitig ergänzende Ansätze hervorgehoben werden, die für den Naturschutz besondere Bedeutung haben.

Management im bioregionalen Kontext

Schutzgebiete werden nicht dadurch effektiv und erfolgreich, daß man sie möglichst vollständig von äußeren Einflüssen und Veränderungen abschirmt. Auch natürliche Ökosysteme befinden sich nur selten im Gleichgewicht, sondern sind durch externe Störungen beeinflußt („nonequilibrium paradigm", Pickett et al., 1997).

Diese Dynamik muß bei jeder Erhaltungsstrategie berücksichtigt werden; die Wirkung von Feuer in natürlichen Ökosystemen und ihre gewandelte Bewertung aus Sicht des Naturschutzes ist hierfür ein gutes Beispiel (Johnson und Gutsell, 1994). Stabilität (im Sinn des „Einfrierens" eines Zustands) ist also für Schutzgebiete kein erreichbares oder auch nur anzustrebendes Ziel. Reservate sind nicht nur von der internen Dynamik ökosystemarer und evolutiver Prozesse geprägt, die der

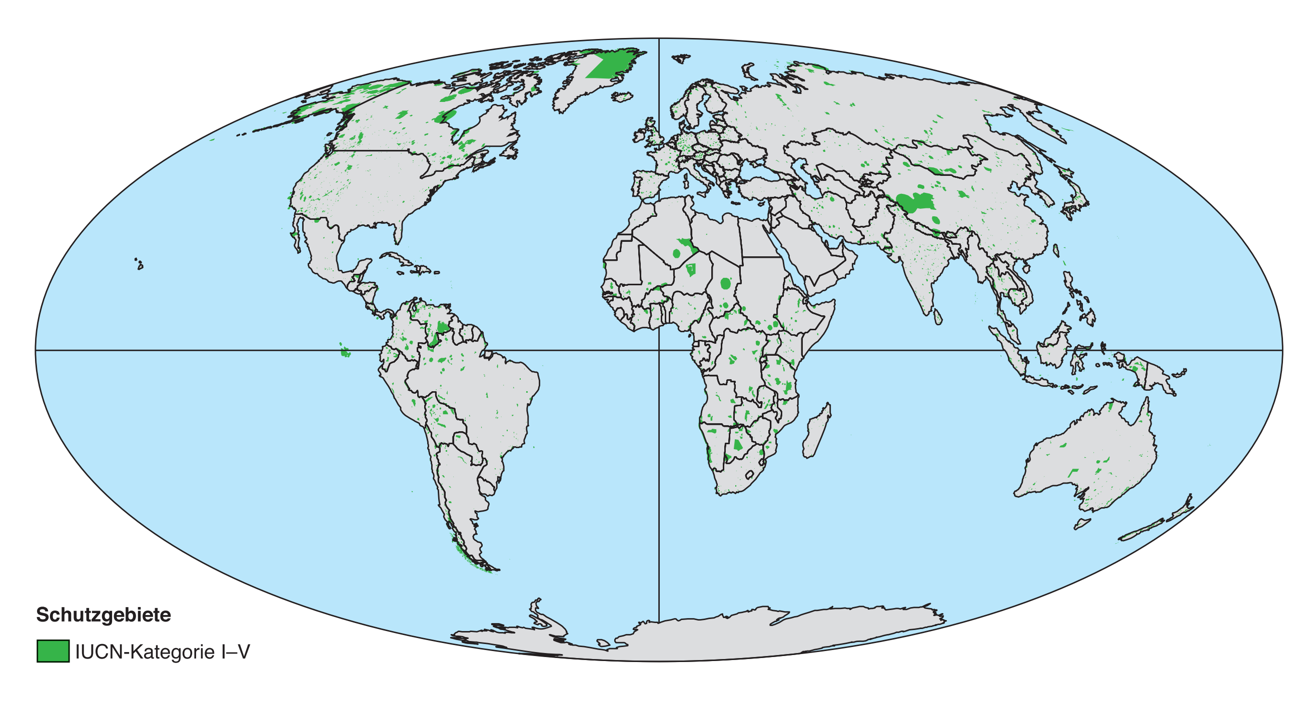


Abbildung E 3.3-1
Das weltweite System von Schutzgebieten.
Quelle: WCMC, 1998

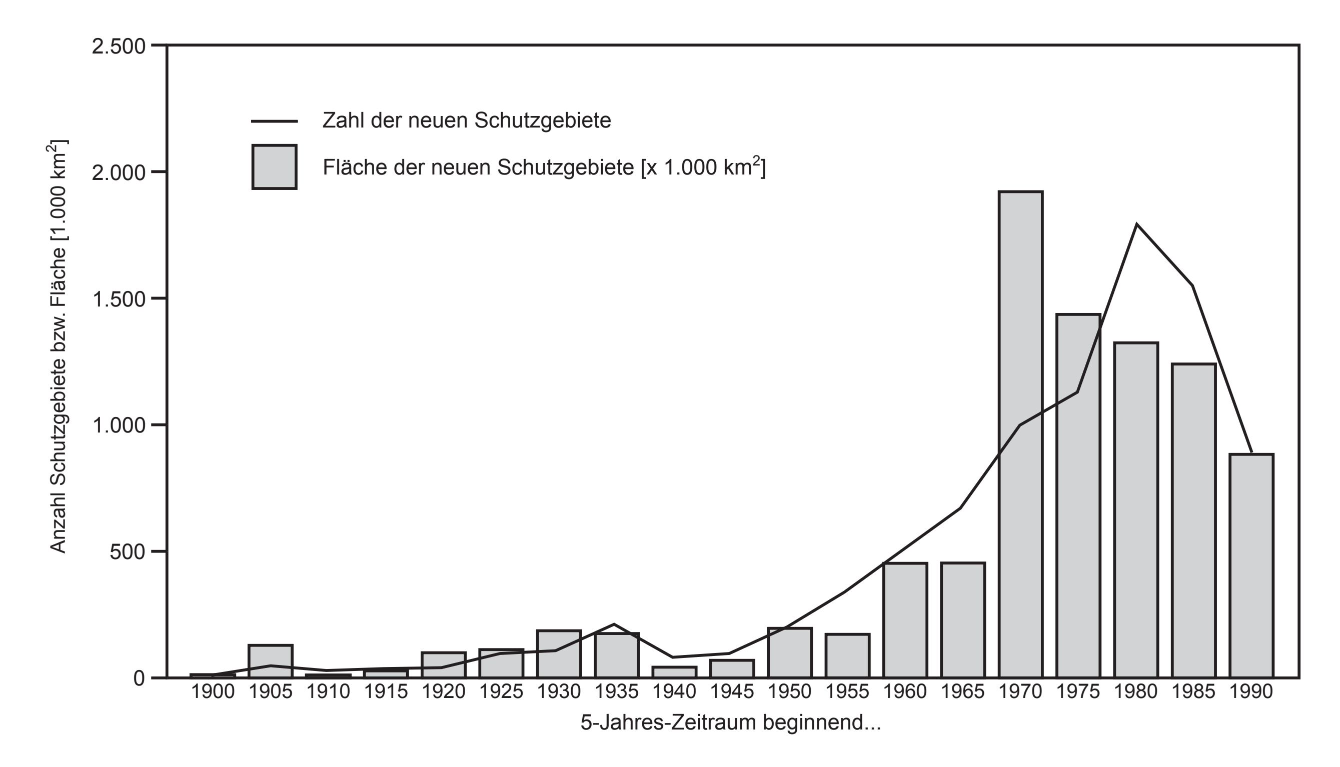


Abbildung E 3.3-2
Wachstum des weltweiten Systems von Schutzgebieten (nicht kumulativ).
Quelle: McNeely et al., 1994

Biomtyp	Fläche Biom [Mio. km²]	Fläche Schutzgebiet [Mio. ha]	Fläche Schutzgebiet [%]
Tropischer Regenwald	10,5	53,8	5,1
Subtropischer / gemäßigter Regenwald	3,9	36,6	9,3
Gemäßigter Nadelwald	15,7	48,7	3,1
Tropischer Wald / Steppe	17,3	81,8	4,7
Gemäßigter Laubwald	11,2	35,8	3,2
Immergrüner Hartlaubwald	3,8	17,8	4,7
Warme Wüsten / Halbwüsten	24,3	98,4	4,1
Kaltwüsten	9,3	36,5	3,9
Tundren	22,0	164,5	7,5
Tropische Steppen / Savannen	4,3	23,5	5,5
Gemäßigte Steppen	8,9	6,9	0,8
Gemischte Gebirgssysteme	10,6	85,2	8,0
Gemischte Inselsysteme	3,3	32,3	9,9
Seensysteme	0,5	0,6	1,3
Gesamt	145,6	722,6	5,0

Tabelle E 3.3-2
Analyse der weltweiten Repräsentanz von Schutzgebieten nach Biomtyp.
Quelle: McNeely et al., 1994

Naturschutz berücksichtigen muß („Prozeßschutz“, z. B. Knappe, 1998). Sie sind auch vielen Beeinflussungen und Störungen seitens der umliegenden Landschaft ausgesetzt, die die Artenzusammensetzung innerhalb des Gebietes beeinflussen und vielfach nicht zu verhindern sind. Daher sind Naturschutzstrategien unrealistisch, die sich auf einzelne Schutzgebiete konzentrieren und den größeren Kontext der umgebenden Landschaft, ihrer Nutzungsgeschichte und ihrer aktuellen Nutzung ignorieren, zumal nur ein kleiner Teil der weltweiten biologischen Vielfalt in Schutzgebieten anzutreffen ist (Noss und Harris, 1986; Miller, 1996).

Eine integrative, die gesamte Landschaft umfassende Strategie ist also notwendig (SRU, 1996). Die Schutzgebiete (als „Inseln“ biologischer Vielfalt) und die umgebenden Flächen („Matrix“), auf denen extensiv oder intensiv gewirtschaftet wird, müssen im Zusammenhang gesehen werden. Diese Erkenntnis setzt sich weltweit zunehmend durch und bildet z. B. die Grundlage für Konzepte wie das bioregionale Management (Miller et al., 1995; Kap. E 3.9) oder die Biosphärenreservate der UNESCO (MAB, 1996). In der AGENDA 21 wird die Einführung integrativer Konzepte ebenfalls gefordert, dementsprechend sollten auch die Initiativen zur LOKALEN AGENDA 21 dieses Thema verstärkt aufgreifen. Auch die Biodiversitätskonvention schreibt den Vertragsparteien vor, den integrativen Ansatz von Schutz und nachhaltiger Nutzung biologischer Vielfalt in die verschiedenen sektoralen Strategien und Maßnahmen einzubeziehen und so umzusetzen (Artikel 6 CBD; Kap. I 3).

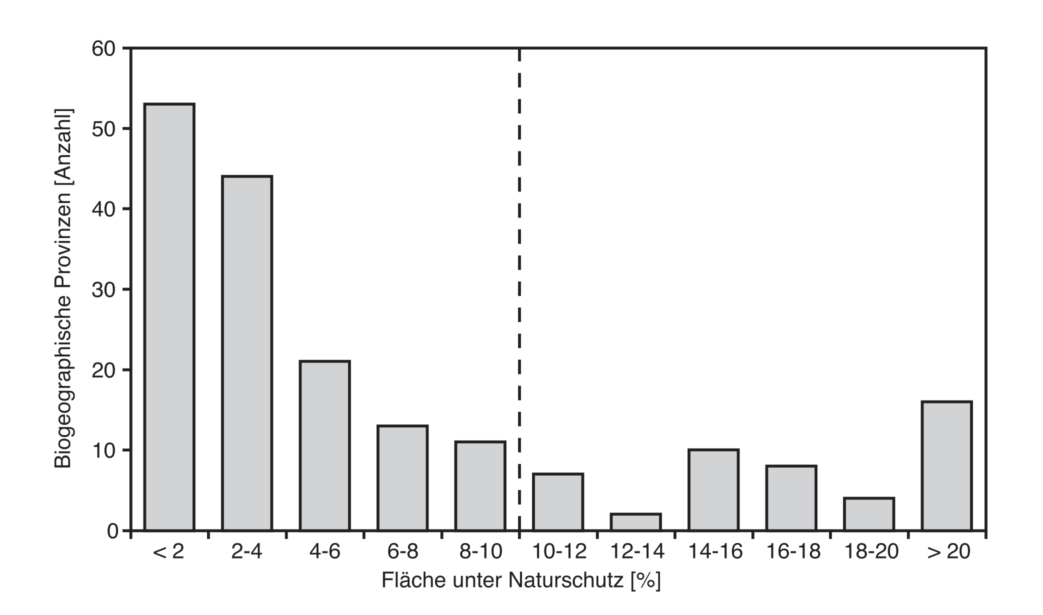


Abbildung E 3.3-3
Verteilung des Flächenanteils biogeographischer Provinzen, die unter Naturschutz stehen. Nur die Schutzgebietskategorien I–V sind berücksichtigt (Kategoriensystem von 1978). Nur die Provinzen rechts der gestrichelten Linie erfüllen das Kriterium des „Bali Action Plan“ von mehr als 10% Naturschutzfläche.
Quelle: McNeely et al., 1994

Adaptives Management

Adaptives Management ist ein Ansatz für das Management biologischer Systeme, der darauf Rücksicht nimmt, daß erstens nur unvollkommenes Wissen über diese Systeme vorhanden ist und zweitens der Wandel eine grundlegende Realität biologischer Systeme darstellt (Holling, 1978 und 1994; Walters, 1986 und 1997). Eine wesentliche Herausforderung der Zukunft wird sein, sich auf – häufig unerwartete – Änderungen und Prozesse einzustellen und anzupassen (McNeely, 1997; Kap. F 4). Adaptives Management versucht daher nicht, Ziele oder Strategien „ein für alle Mal“ festzusetzen (Gunderson et al., 1994). Statt dessen wird eine Vielfalt an möglichen Hypothesen und möglichen Strategien zugelassen, die Perspektiven sowohl der biologischen Wissenschaften als auch der Gesellschaftswissenschaften berücksichtigt.

Adaptives Management nutzt die experimentelle Herangehensweise:

1. Wenn Eingriffe notwendig sind, dann werden sie möglichst in Form von wissenschaftlichen Experimenten geplant und durchgeführt, so daß sie nicht nur den direkten Nutzen bringen, sondern auch die Ungewißheit über die Funktion des Systems verringern.
2. Die Voraussetzung hierfür ist hinreichendes, auch längerfristiges Monitoring vor, während und nach dem Eingriff.
3. Die Erkenntnisse werden genutzt, um die Managementstrategien zu verbessern (Erfolgskontrolle).

Diese Art der Rückkopplung, eine generelle Abneigung gegen irreversible Eingriffe und eine generelle Vorliebe für hohe biologische und kulturelle Vielfalt sind wesentliche Elemente, die die Anpassungsfähigkeit der betreuten Ökosysteme gegenüber Veränderungen verbessern sollen (Ludwig et al., 1993). Adaptives Management wird als iterativer Lernprozeß gestaltet und hat daher einen Anfang, aber kein Ende: es lebt von kontinuierlicher Beurteilung und Innovation (Meffe und Carroll, 1994). Da Monitoring und Beurteilung wichtige Elemente des adaptiven Managements sind, ist die Verfügbarbeit von Indikatoren über Zustand, Belastung und Reaktion eine entscheidende Voraussetzung für die Anwendung: hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf (Kap. J 2.1). Dieser flexible Ansatz eignet sich sowohl für das Management nachwachsender Ressourcen, als auch für Naturschutzaufgaben. Er ist besonders hilfreich, wenn unmittelbarer gesellschaftlicher oder Umweltwandel unausweichlich ist.

E 3.3.2.6
Schlußfolgerungen und Empfehlungen

Schutzgebiete sind eine wichtige Säule jeder Strategie für die Erhaltung biologischer Vielfalt. Die Aufgabe, biologische Vielfalt zu bewahren, kann aber nicht allein an gesellschaftlich und ökologisch isolierte Schutzgebiete „delegiert“ werden: Nur integrative Ansätze bieten Aussichten auf Erfolg. Diese Integration muß in verschiedener Hinsicht erfolgen:

1. *Ökologische Integration:* Ökologische Systeme sind durch externe Faktoren beeinflußbar und häufig sogar kontrolliert, sie sind nicht gegenüber der Außenwelt abgeschottet und nur selten im Gleichgewicht. Die Erhaltung biologischer Vielfalt in Schutzgebieten muß berücksichtigen, daß Störungen und Dynamik grundlegende natürliche Prozesse in Ökosystemen darstellen. Dazu gehört auch, daß die räumlichen Zusammenhänge ökologischer Prozesse erkannt und berücksichtigt werden, vor allem die Beziehungen zwischen den Schutzgebieten untereinander sowie der Kontext mit der umliegenden Landschaft. Für diese Aufgabe ist das in diesem Gutachten verwendete System von abgestuften Landnutzungsintensitäten hilfreich (Kap E 3.3.1 und E 3.9).
2. *Gesellschaftliche Integration:* Die Vermittlung und Einbindung von Zielen des Naturschutzes in die verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen, insbesondere auf der lokalen und bioregionalen Ebene, sind wesentliche Voraussetzungen für die erfolgreiche Umsetzung bzw. den Vollzug. Wichtige Punkte sind der Zusammenhang zwischen Naturschutz und Kulturschutz (Kap. E 3.5), die Bedeutung von Umweltlernen (Kap. I 2.5) und der Umgang mit divergierenden Interessen zwischen lokaler Bevölkerung, Landnutzern und dem Naturschutz (Kap. E 3.9). Diese Aufgabe stellt eine beträchtliche gesellschaftliche Herausforderung dar: die Probleme und Konflikte um Naturschutz und Schutzgebiete werden in Zukunft zunehmend schwieriger zu lösen sein (McNeely et al., 1994).
3. *Ökonomische Integration:* Schutzgebiete erbringen wichtige Leistungen für die Gesellschaft. Diese Leistungen, die teils nur durch Verzicht auf exploitative Nutzung oder durch Kosten verursachendes Management aufrecht erhalten werden können, sollten in der gesellschaftlichen Rechnung auftauchen (Kap. H 5). Anreizstrukturen sollen die Erhaltung der biologischen Vielfalt fördern und nicht behindern (Kap. I 2.4).

Diese Punkte werden in internationalen Vereinbarungen häufig genannt. Ihre Umsetzung muß aber auf der nationalen bzw. bioregionalen Ebene erfolgen; hier gibt es auch in Deutschland noch erhebliche Umsetzungsdefizite (vgl. Kap. I).

Ziele für den Landschaftstyp „N“: Schutz vor Nutzung

Über das grundlegende Ziel besteht große Einigkeit: es soll ein weltweites, effektives und repräsentatives System von Schutzgebieten aufgebaut werden. Es soll nicht nur stellvertretend die Palette an Biomen, Bioregionen oder Ökosystemtypen – auch im limnischen und

marinen Bereich – widerspiegeln, sondern auch Gebiete mit hohem Artenreichtum (hotspots) oder Endemismus besonders berücksichtigen (Mittermeyer et al., 1998). Dieses System kann insgesamt als „Leitplanke" bezeichnet werden, deren Überschreiten für die Weltgemeinschaft nicht hinnehmbar wäre (Kap. I 1). Die Frage nach der hierfür benötigten Fläche allerdings ist beim derzeitigen Wissenstand nicht wissenschaftlich herleitbar, schon gar nicht gemittelt über verschiedene Bioregionen hinweg. Hierfür sind wichtige ökologische Kenntnisse, eine hinreichend genaue Definition der Ziele von Naturschutzpolitik und die ökonomische Methodik für eine Abschätzung der biosphärischen Werte noch unzureichend und dringend zu verbessern (Kap. J 1.4). Daher ist das Setzen von Flächenschutzzielen derzeit mehr eine Kunst als eine Wissenschaft. Die Ziele sind immer das Ergebnis von Verhandlungen, in denen Expertenmeinungen oder -schätzungen, die Anwendung des Vorsorgeprinzips sowie ökonomische und politische Interessen eine wichtige Rolle spielen.

Dennoch kommen Experten in verschiedenen Gremien und Bioregionen unabhängig voneinander zu der Einschätzung, daß der Anteil der Flächen für den Naturschutz in der Größenordnung von 10–20% liegen sollte (z. B. „Bali Action Plan", McNeely und Miller, 1984; Haber, 1972, 1986; Heydemann, 1980, 1981; LANA, 1991; IUCN, 1993; SRU, 1996). Dabei gilt der einfache Zusammenhang: Je größer die Naturschutzfläche und je geschickter die Auswahl der Flächen, desto sicherer kann die Erhaltung biologischer Vielfalt erreicht werden.

Dieser Wert ist natürlich stark von regionalen Gegebenheiten abhängig und wird in der Praxis sehr unterschiedlich sein. Er ist zudem abhängig vom betrachteten Maßstab: Je kleiner der Maßstab, desto stärker wird das Ziel variieren. Es wird Regionen geben, bei denen 100% Schutz notwendig ist und andere, bei denen 1% bereits angemessen erscheint. Eine solche grobe Angabe kann daher nur eine erste Richtschnur sein, eine genauere Untersuchung für die jeweils betrachtete Region ist immer erforderlich.

Der Beirat schließt sich dieser Einschätzung an und empfiehlt als grobe Richtschnur einen nach fachlichen Kriterien ausgewählten Anteil von 10–20% der weltweiten Landfläche für den Naturschutz.

Planung von Schutzgebieten

Für die Auswahl der Schutzgebiete sind auf nationaler und bioregionaler Ebene Diskurse zur Festlegung von Zielen und Strategien für den Naturschutz notwendig. Die Planung von Schutzgebietssystemen, die repräsentative Auswahl von Schutzgebieten, die Akzeptanz und Vermittlung sowie das Monitoring von Status, Trends, Bedrohungen und Konflikten sind hierfür wichtige Themen, bei denen teilweise erhebliche Defizite der taxonomischen oder ökologischen Wissensgrundlage festzustellen sind. Die verschiedenen Schutzgebiete sollten im Zusammenhang gesehen und in Richtung auf ein Schutzgebietssystem entwickelt werden. Das betrifft nicht nur die Größe und Vernetzung der Gebiete untereinander, sondern vor allem auch, wie gut das Naturkapital einer Landschaft in den Schutzgebieten repräsentiert ist und wie gut die Schutzgebiete in die jeweilige umgebende Landschaftsnutzung integriert sind. In diesem Zusammenhang sind die europäischen Richtlinien von entscheidender Bedeutung. Die FFH-Richtlinie bietet für den Naturschutz große Chancen, die leider bislang nicht genutzt worden sind (Kap. I 3.3.4). Deutschland ist in diesen Punkten alles andere als ein Vorreiter. Der Stand der Umsetzung der FFH-Richtlinie und des darin vorgesehenen EU-weiten Netzwerks NATURA 2000 in Deutschland muß als sehr unbefriedigend bezeichnet werden. Das Vollzugsdefizit hat bereits zu einem Vertragsverletzungsverfahren auf europäischer Ebene geführt. Der Beirat weist auf entsprechende Empfehlungen zur notwendigen Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes in früheren Jahresgutachten hin und empfiehlt erneut nachdrücklich, die rasche Umsetzung mit der gebührenden politischen Entscheidungskraft voranzutreiben.

Management von Schutzgebieten

Schutzgebiete müssen nicht nur fachlich korrekt ausgewählt und ausgewiesen werden, ihr Erfolg hängt vor allem vom richtigen Management und der langfristigen Sicherung ab. Auch hier ist ein Vollzugsdefizit festzustellen: Der Verlust der heimischen biologischen Vielfalt ist mittlerweile ausreichend dokumentiert, die Ursachen sind bekannt. Es mangelt vielfach an Mitteln, an Fachpersonal und generell an der Durchsetzungskraft des Naturschutzes.

Bei der Lösung der aktuellen Probleme im Zusammenhang mit Akzeptanz und Konflikten in Schutzgebieten müssen verstärkt verhaltens- und sozialwissenschaftliche Zusammenhänge erkannt und berücksichtigt werden (z. B. Stoll, 1999). Partizipative und diskursive Ansätze sind wichtige Instrumente, um durch eine verbesserte Präsentation und Kommunikation der Naturschutzargumente die unverzichtbare Akzeptanz der lokalen Bevölkerung zu erreichen. Die Vernetzung von Naturschutzmanagement mit Aktivitäten zur Bildung sowie zum Umweltlernen und -erleben ist besonders wichtig. Vor allem der bioregionale Kontext bietet Möglichkeiten für Zusammenarbeit zwischen lokalen Naturschutzinitiativen und lokalen Bildungseinrichtungen (Kap. E 3.9 und I 3.3). Diese Ansätze sollten nicht nur in der angewandten Forschung vorangetrieben (und entsprechende Schlußfolgerungen für das Management von Schutzgebieten gezogen werden), sondern sind auch ein wichtiges Thema für die Aus- und Fortbildung von Naturschutzfachleuten.

Der Zugang zu Informationen im Naturschutz ist unbefriedigend. Durch verbesserte Organisation, Standardisierung und erleichterten Zugriff auf Daten ließe sich die Naturschutzarbeit wesentlich effizienter gestalten.

Auch die Förderung einer besseren informationellen Vernetzung der – staatlichen wie nichtstaatlichen – Naturschutzinstitutionen untereinander wäre hilfreich, so daß Erfahrungsaustausch und Verbreitung neuer Konzepte, z. B. aus dem Bereich des internationalen Naturschutzes, in der Gemeinschaft der Naturschützer erleichtert werden. Hierin könnte auch eine wichtige Aufgabe des deutschen Clearing-House-Mechanismus liegen.

Die Verbindung zwischen neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen der Ökologie und dem konkreten Management der Schutzgebiete vor Ort sollte verbessert werden. Eine Verbesserung der Zusammenarbeit und des Wissens- und Technologieaustauschs zwischen Wissenschaftlern und Praktikern des Naturschutzes und der Ressourcennutzung ist anzustreben, um z. B. die Paradigmenwechsel in der modernen Ökologie der Praxis zu vermitteln und umgekehrt der Wissenschaft die aktuellen Fragestellungen der Praktiker nahezubringen. Die deutsche Naturschutzforschung hat hier dringenden Nachholbedarf und sollte daher verstärkt gefördert werden. Die Entwicklung dieser Schnittstelle ist auch notwendig, um die Forschung in Richtung auf eine „wissenschaftliche Theorie des Naturschutz“ (Pickett et al., 1997) zu entwickeln.

Im internationalen Bereich ist vor allem der Beitrag der deutschen Entwicklungszusammenarbeit für die Schaffung und Betreuung von Schutzgebieten in Entwicklungsländern anzusprechen (Kap. I 3.5.3).

Finanzierung von Schutzgebieten

Die Finanzierung von Erhaltungsmaßnahmen für biologische Vielfalt steht vor großen Herausforderungen. Ein effektives Schutzgebietssystem auf 15% der weltweiten Landfläche würde Kosten von jährlich ca. 27,5 Mrd. US-$ verursachen (inklusive Landkauf und Kompensation für Nutzungsausfälle), von denen ein großer Teil in Entwicklungsländern anfielen (James et al., 1999). Wenn man dieser Zahl die bestehenden weltweiten Ausgaben für Schutzgebiete (6 Mrd. US-$ jährlich) oder die summierten Ausgaben der GEF für Biodiversität (ca. 1 Mrd. US-$ seit 1992) gegenüberstellt, wird die große Finanzierungslücke sichtbar, die insbesondere die Kompensationsleistungen für Entwicklungsländer betrifft.

Diese Lücke wird sich nicht durch die simple Forderung nach einer verbesserten Finanzierung der bestehenden öffentlichen Naturschutzinstitutionen schließen lassen. Ein wichtiger Ansatzpunkt für eine Umschichtung von Mitteln sind ökonomische Anreize und Subventionen (Kap. I 2.4). Eine überschlägige Berechnung zeigt, daß – im Vergleich zu den in vielen Industrieländern üblichen Agrarsubventionen – die Finanzierung von Ausbau und Betrieb des weltweiten Schutzgebietssystems keineswegs eine unmögliche Aufgabe ist. Schätzungen der weltweiten Subventionen mit schädlicher Wirkung auf biologische Vielfalt liegen in der Größenordnung von 1.450 Mrd. US-$ Jahr $^{-1}$, davon ca. 460 Mrd. US-$ Jahr $^{-1}$ Agrarsubventionen (Myers, 1998). Während in der EU 82.500 US-$ km $^{-2}$ Jahr $^{-1}$ und in den USA 16.100 US-$ km $^{-2}$ Jahr $^{-1}$ für die Subventionierung landwirtschaftlicher Flächen ausgegeben werden, liegt die Unterstützung der Nationalparks und Schutzgebiete in diesen Ländern bei weniger als 2.000 US-$ km $^{-2}$ Jahr $^{-1}$ (James et al., 1999). Eine Absenkung und teilweise Umsteuerung der Agrarsubventionen durch die Honorierung ökologischer Leistungen böte demnach für die Erhaltung biologischer Vielfalt große Chancen.

Eine wichtige Voraussetzung hierfür ist die Entwicklung und Erprobung einer Methodik, wie man die durch Schutzgebiete im besonderen und Landschaft im allgemeinen erbrachten ökologischen Leistungen bewerten und in den gesellschaftlichen Entscheidungsprozeß besser einbringen kann (Kap. H 4). Für entsprechende Pilotprojekte eignen sich besonders die bestehenden Biosphärenreservate, da hier nicht nur Schutzgebiete (Kernzonen), sondern auch Pufferzonen und Entwicklungszonen integriert sind (Kasten E 3.9-1).

Das Thema Finanzierung kann allerdings nicht isoliert nur für Schutzgebiete behandelt werden, sondern muß im Zusammenhang mit der gesamten Biosphärenpolitik – besonders der Nord-Süd-Politik – gesehen werden. Daher wird dieser Bereich (Anreizinstrumente, Fonds, internationale Zusammenarbeit) in einem eigenen Abschnitt wieder aufgegriffen (Kap. I 3.5.3.2).

E 3.3.3 „Schutz durch Nutzung“ als Strategie

E 3.3.3.1
Das Problem: Der (vermeintliche) Konflikt zwischen Schutz und Nutzung

Bereits in dem vorstrukturierenden Kap. E 3.3.1 „Typen der Landschaftsnutzung“ wurde auf den (vermeintlichen) Konflikt zwischen Schutz und Nutzung hingewiesen. In diesem Zusammenhang wurde argumentiert, daß es in vielen Fällen zur Erreichung des umweltpolitischen Schutzzieles nicht erfolgversprechend ist, jegliche Nutzung biosphärischer Leistungen zu verbieten. Vielmehr ist ein „System differenzierter Nutzungsintensitäten“ abgestuft nach dem entsprechenden Landschaftsnutzungstyp zu entwickeln.

Die Vorteile eines solchen „Systems differenzierter Nutzungsintensitäten“ werden deutlich, wenn empirische Erfahrungen bezüglich der Wirksamkeit von Naturschutzgebieten, in denen jegliche Nutzung biologischer Ressourcen verboten ist, betrachtet werden (Lewis, 1996). Schutzgebiete, insbesondere in Entwicklungsländern, werfen für die lokale Bevölkerung meist nur geringe Erträge ab. Gleichzeitig werden den lokalen Bevölkerungsgruppen enorme Kosten für den Schutz der Biosphäre auferlegt, meist in Form von Opportunitätskosten durch die Nichtnutzung (Kap. E 3.3.2;

McNeely, 1988). Aus diesem Mißverhältnis von Kosten und Nutzen bei der Bevölkerung vor Ort erwachsen für Schutzgebiete schwerwiegende Probleme, weil ein Konflikt zwischen dem Ziel des Naturschutzes und der Förderung der wirtschaftlichen Entwicklung entsteht (Miller et al., 1995). Die Umweltpolitik ist daher, insbesondere in Staaten mit schwachem Durchsetzungspotential vor Ort, gut beraten, das Verbot jeglicher Nutzung auf seltene Fälle einzugrenzen, wo die Erhaltung wichtiger Ökosystemkomponenten wirklich nicht anders möglich ist.

Mit Maßnahmen zur Inwertsetzung von biosphärischen Leistungen werden Möglichkeiten geschaffen, Ökosysteme bzw. deren Elemente und Funktionen für die individuelle Einkommenserzielung zu nutzen. Dieser Ansatz korrigiert das Mißverhältnis von Kosten und Nutzen bei der lokalen Bevölkerung zugunsten des Nutzens. Damit wird eine wichtige Voraussetzung erfüllt, daß Schutzziele auch effektiv vor Ort realisiert und eingehalten werden können. Im Unterschied zum Umgang mit dem Landschaftsnutzungstyp „W" („Wirtschaftliche Nutzung") steht nicht eine intensive Landnutzung im Vordergrund (Kap. E 3.3.4), sondern es geht beim Typ „M" („Mittlere Nutzungsintensität"), der hier im Vordergrund steht, darum, durch Zulassung gewisser Nutzungsmöglichkeiten den Schutzgedanken umzusetzen und eine extensive Landnutzung anzustreben.

E 3.3.3.2
Die Grundidee: „Schutz durch Nutzung"

Die Grundidee des Instruments „Schutz durch Nutzung" besteht darin, Privaten – insbesondere der lokalen Bevölkerung, aber u. U. auch Unternehmen, Nichtregierungsorganisationen usw. – die Möglichkeit einzuräumen, das prinzipiell zu schützende Ökosystem für Zwecke der individuellen Einkommenserzielung zu nutzen. Übermäßige Nutzung, die den Schutz gefährdet, ist durch entsprechende Sanktionen zu verhindern.

Als Beispiel für das Konzept „Schutz durch Nutzung" sei der Schutz der Leistenkrokodile in Australien angeführt. Dort wurde der Handel, d. h. der Verkauf von Krokodileiern bzw. Krokodiljungtieren an Zuchtfarmen, gestattet. Dieser finanzielle Gewinn, beispielsweise der Bauern, deren Rinder ansonsten durch die Krokodile bedroht sind, garantiert die Duldung und den Schutz der Krokodile (Heidinger, 1998).

Durch eine solche „Inwertsetzung der Natur" – in dem angeführten Beispiel die Inwertsetzung einer Tierart – entsteht bei privaten Akteuren der Anreiz, das Ökosystem zwar zu nutzen, aber nicht in einem Umfang, daß es übernutzt wird und somit seine protektiven Eigenschaften verliert. Die privaten Akteure sollen mit Blick auf ihre eigenen Möglichkeiten, Einkommen zu erzielen, einen Anreiz haben, zugleich die ökologische Leistungsfähigkeit des Ökosystems auch zukünftig – als Basis für eine dauerhafte private Einkommenserzielung – zu erhalten. Dies zeigt auch das Beispiel des Schutzes der Leistenkrokodile. Hier fand ein Bewußtseinswandel in dem Sinn statt, daß beim legalisierten Erlegen von Krokodilen durch die einheimischen Aborigines darauf geachtet wird, daß die eierlegenden Weibchen verschont werden (Heidinger, 1998).

Grundsätzlich lassen sich zwei verschiedene Methoden zur Inwertsetzung biosphärischer Leistungen unterscheiden:

1. Zum einen sind Fälle zu benennen, in denen eine Zahlungsbereitschaft aufseiten der Individuen für die Nutzung biosphärischer Leistungen vorhanden ist. Aufgabe staatlicher Naturschutzpolitik wäre es dann, vorhandene Nutzungsmöglichkeiten zuzulassen. Ein (ökonomischer) Wert ist in diesem Fall also vorhanden. Ein typisches Beispiel für vorhandene Zahlungsbereitschaften und die Marktfähigkeit bestimmter biosphärischer Leistungen ist die Diskussion über einen Handel mit bedrohten Arten (Kap. D 3.1). Die Erfahrungen mit CITES haben gezeigt, daß strikte Handelsreglementierungen oft nur dazu geführt haben, daß der legale Handel durch illegalen Handel ersetzt wurde. Ein flexibler Mechanismus zur Festlegung des zulässigen Umfangs des Handels mit bedrohten Arten kann sich in vielen Fällen als geeignete Schutz- und Nutzungsstrategie erweisen.
2. Zum anderen existieren vielfach Fälle, in denen ökonomische Werte nicht vorhanden sind und auf seiten der Individuen keine Zahlungsbereitschaft für biosphärische Leistungen vorliegt. In solchen Fällen muß der Staat eine entsprechende Zahlungsbereitschaft erst schaffen. Dies kann beispielsweise dadurch geschehen, daß vom Staat selbst die entsprechende Nachfrage nach biosphärischen Leistungen ausgeht. Die Zahlung von Subventionen zur Offenhaltung von Kulturlandschaften kann in diesem Sinn interpretiert werden.

Die Bedeutung des Ansatzes, über eine Inwertsetzung einzelner Ausschnitte der Biosphäre den Stellenwert des Schutzes biosphärischer Leistungen in individuellen Kosten-Nutzen-Kalkülen zu erhöhen, wird ersichtlich, wenn man sich die ökonomischen Gründe für den Verlust an Biodiversität vor Augen führt. So weist Swanson (1994) auf den wichtigen Aspekt hin, daß der Artenschutz bei Landlebewesen deshalb so schwierig sei, weil der Naturschutz mit anderen Bodennutzungsformen konkurriert. Aufgrund der meist geringen Wertschätzung des Naturschutzes, insbesondere gegenüber einer landwirtschaftlichen Nutzung (Ausweitung der Subsistenzwirtschaft durch Bevölkerungsdruck; industrielle, exportorientierte Landwirtschaft), ist der Schutz der Biodiversität nur schwierig durchsetzbar (Swanson, 1994). Die Inwertsetzung biosphärischer Leistungen stellt somit ein wichtiges Instrument dar, die verzerrte Wertrelation zugunsten des Naturschutzes zu beeinflus-

sen, ohne daß ökonomische Überlegungen völlig ausgeblendet werden.

Die Anwendung dieser Strategie entspricht auch dem Gedanken des Art. 11 der Biodiversitätskonvention, der die Vertragsstaaten auffordert, Anreize zum Schutz und „sustainable use" von biologischen Ressourcen zu setzen. Die Notwendigkeit zur Schaffung von Anreizen wird insbesondere vor dem Hintergrund der begrenzten finanziellen und institutionellen Möglichkeiten der Entwicklungsländer deutlich, Schutzgebiete in ausreichendem Maß vor anthropogenen Eingriffen zu schützen. Das Beispiel des Artenschutzes zeigt, daß wildlebende Tiere – ungeachtet der bestehenden gesetzlichen Regelungen – gejagt und in ihrem Bestand bedroht werden, wenn Menschen arm sind oder wenn die effektive Durchsetzung von Schutzmaßnahmen nicht gewährleistet werden kann. Aus diesem Grunde werden für eine effektive und effiziente nationale Naturschutzpolitik – insbesondere in Entwicklungsländern, wo sowohl die administrativen Fähigkeiten zur Durchsetzung von Schutzmaßnahmen als auch die notwendigen finanziellen Ressourcen knapp sind – zwei Bedingungen aufgestellt (Miller et al., 1995):

1. Die Bevölkerung, die vor Ort mit den biotischen Ressourcen lebt, muß Anreize haben, diese zu schützen.
2. Ressourcennutzer müssen für ihre Handlungen verantwortlich sein.

Mit diesem Ansatz wird zudem der Erkenntnis Rechnung getragen, daß durch die Einrichtung von Schutzgebieten allein die Biosphäre langfristig nicht erhalten werden kann (Kap. E 3.3.2). Für die Umsetzung eines nachhaltigen Umgangs mit der Biosphäre kommt es vielmehr darauf an, Naturschutz auch außerhalb von Schutzgebieten zu verwirklichen. Dies läßt sich nur durch eine aktive Partizipation der Landbewohner am Naturschutz und durch die Gewährung wirtschaftlicher Vorteile erreichen. Eben diesem Gedanken entspricht die Strategie „Schutz durch Nutzung", bei der die gegenläufigen Schutz- und Nutzungsinteressen entschärft werden (Miersch, 1998; Krug, 1997; Merz, 1995). Die Strategie „Schutz durch Nutzung" ist somit ein zentraler Bestandteil für Projekte, bei denen Schutz- und Entwicklungsziele gemeinsam erreicht werden sollen (Integrated Conservation Development Projects – ICDP; Wells und Brandon, 1992).

Trotz der prinzipiellen Befürwortung dieser Strategie ist eine differenzierte Beurteilung der Anwendungsbedingungen erforderlich. Es wird nicht empfohlen, alle Ausschnitte der Biosphäre mit diesem Instrument zu schützen. Vielmehr bedarf es einer detaillierten und differenzierten Analyse, die auf die einleitend beschriebenen unterschiedlichen Landschaftsnutzungstypen zurückgreift (Kap. E 3.3.1). So sollten bei extrem seltenen, differenzierten und artenreichen Landschaften („Weltnaturerbe") menschliche Nutzungsformen – zumindest überwiegend – gänzlich ausgeschlossen werden, um diese in ihrer Einmaligkeit zu erhalten.

Abschließend ist noch auf eine sprachliche Abgrenzung hinzuweisen. Das Konzept „Schutz durch Nutzung" soll nicht im Sinn des deutschen Naturschutzes aufgefaßt werden, bei dem unter diesem Begriff die sog. „Pflegenutzung" verstanden wird. Hier geht es darum, daß anthropogen geformte Kulturlandschaften nur noch durch kostenintensive Pflegemaßnahmen erhalten werden können. Im Vordergrund der vom Beirat vertretenen Strategie „Schutz durch Nutzung" steht hingegen, wirtschaftliche Nutzungsinteressen mit dem Schutz von Naturlandschaften zu verbinden. Die Analogie besteht daher eher zur Zulassung landwirtschaftlicher Aktivität in Naturschutzgebieten oder naturnahen Räumen in Deutschland. Dies weist auch auf die Konflikte, denn die „ordnungsgemäße" Land- und Forstwirtschaft steht dann oft in erheblichem Konflikt mit dem Schutzziel.

E 3.3.3.3
Übergreifende Folgerungen zur Einsetzbarkeit der Strategie

Unter der in diesem Abschnitt im Vordergrund stehenden Fragestellung – inwieweit sich die Biosphäre durch Nutzung schützen läßt – stellt der Typ „M" („Mittlere Nutzungsintensität") den für das Thema interessantesten Ausschnitt dar (vgl. zu den Landschaftsnutzungstypen Kap E 3.3.1). Während bei Typ „N" („Naturschutz") und Typ „W" („Wirtschaftliche Nutzung") das von der Politik in erster Linie zu verfolgende Ziel aufgrund der Typcharakteristika relativ eindeutig vorgegeben ist – Verfolgung von Schutzzielen bei Typ „N" und von wirtschaftlichen Entwicklungszielen bei Typ „W" –, besteht bei Typ „M" das größte Anwendungspotential für die Strategie „Schutz durch Nutzung". Denn hier reduziert der Schutz die private Nutzung aufgrund der geringeren Produktivität (im Vergleich mit Typ „W") nur wenig, und umgekehrt beeinträchtigt die private Nutzung die Qualität der Umweltschutzgüter nur in einem geringen Umfang. Doch auch die beiden anderen Typen weisen ein erhebliches Potential auf, das zuerst angesprochen wird.

Landschaften mit Dominanz des Schutzziels (Typ „N")

Die dominierende Stellung eines politischen Ziels bei der Behandlung einer Landschaft vom Typ „N" bzw. Typ „W" – Schutzziel bzw. wirtschaftliche Nutzung – bedeutet noch nicht automatisch, daß nur ein bestimmtes Instrument eingesetzt werden kann oder soll. Dies sei zunächst am Typ „N" demonstriert. Wie bereits in der Einführung argumentiert, kann sich ein staatliches Verbot zur Nutzung einer Landschaft als wenig effektiv erweisen, wenn das Verbot von einer zentralstaatlichen Instanz gegen die Interessen der Bevölkerung vor Ort durchgesetzt werden soll (McNeely, 1988). Vielfach bewirken solche Maßnahmen nur Wilderei und illegale

Kultivierung des Landes. Aus diesem Grund kann auch hier in sehr eingeschränktem Ausmaß eine Nutzung erlaubt werden, um das Schutzinteresse vor Ort aufrechtzuerhalten (Kap. E 3.3.2).

McNeely weist in diesem Zusammenhang darauf hin, daß viele Konflikte, die bei der Ausweisung von Schutzgebieten entstehen, vermieden werden können, wenn die lokale Bevölkerung nicht als Gegner, sondern als Partner angesehen wird. Die Bedeutung dieses Umstandes wird offensichtlich, wenn bedacht wird, daß die einheimischen Bewohner u. U. seit Jahrtausenden ein harmonischer Bestandteil des Ökosystems sind, von dem sie jetzt ferngehalten werden sollen (McNeely 1990, zitiert nach Lerch, 1996; Kap. E 3.5).

Landschaften mit Dominanz des Nutzungsziels (Typ „W“)

Auch in Landschaften des Typs „W“ lassen sich Maßnahmen für den Biosphärenschutz ergreifen. Dies zeigen zum einen die Erfahrungen im Bereich der Stadtökologie (Kap. E 3.8; Ritter, 1995; Weigmann, 1995). Zum anderen ist auch nicht jeder anthropogene Eingriff in die naturräumlichen Gegebenheiten per se eine Bedrohung für die Vielfalt. So ist Mitteleuropa durch die jahrtausendlange menschliche Einflußnahme ökologisch bereichert worden (Kap. E 2.1). Mit der Zurückdrängung des Waldes und der Schaffung eines vielfältigen Spektrums von Offenland- und Sukzessionsbiotopen in Kombination mit einem großflächigen Nährstoffentzug aus den Böden wurde die Voraussetzung für die Ausbreitung lichtbedürftiger und oft konkurrenzschwacher Pflanzenarten geschaffen (Hampicke, 1991).

Die größten Bedenken hinsichtlich der Möglichkeiten eines Biosphärenschutzes beim Typ „W“ betreffen sicherlich intensiv betriebene Landwirtschaften. Im Prinzip könnte man zwar argumentieren, daß jede umweltpolitische Maßnahme in der intensiv betriebenen Landwirtschaft ein Versuch sei, Schutz- und Nutzungsziele aufeinander abzustimmen. Die wirtschaftliche Nutzung dominiert aber so stark, daß diese Frage an anderer Stelle des Gutachtens gesondert behandelt wird (Kap. E 3.3.4), und ähnliches gilt für intensiv betriebene Aquakultur (Kap. E 3.4).

Landschaften mit mittlerem Schutzerfordernis (Typ „M“)

Zweifellos stellt sich der Typ „M“, also die Landschaft mit mittlerem Schutzerfordernis, als der für das Thema dieses Abschnitts interessanteste Ausschnitt dar, weil hier der Spielraum für die Erreichung sowohl der Schutz- als auch der Nutzungsziele am größten ist. Die beiden anderen Typen sind durch einen weitgehenden Konflikt zwischen Schutz und Nutzung gekennzeichnet. Dieser Konflikt entspricht typischen Tradeoff-Problemen, wie sie in der ökonomischen Theorie sehr häufig anzutreffen sind, d. h. die Erreichung des einen Ziels (Schutzziel) geht zu Lasten des anderen Ziels (Nutzungsziel). Daneben gibt es aber große Ausschnitte der Biosphäre, in denen beide Ziele nicht stark in Konflikt stehen, sondern in denen die Erreichung von Schutzzielen erleichtert wird, wenn eine (begrenzte) Nutzung zugelassen wird. Die Strategie „Schutz durch Nutzung“ soll im folgenden anhand von Fallbeispielen – überwiegend den Typ „M“ betreffend – vorgestellt werden.

E 3.3.3.4
„Schutz durch Nutzung“: Fallbeispiele

Wildbewirtschaftung im Selous-Reservat in Tansania

Der Selous-Nationalpark liegt im Südosten Tansanias und ist mit 50.000 km² das größte Naturschutzgebiet Afrikas. Zwar hat die UNESCO das Gebiet als „Weltnaturerbe“ anerkannt, jedoch bedrohen steigender Bevölkerungsdruck und erhöhter Bedarf an landwirtschaftlicher Nutzfläche in zunehmendem Maß die Erhaltung des Gebiets. Die größten Schäden werden durch kommerzielle Wilderei und illegalen Holzeinschlag verursacht. Den Behörden ist es bisher nicht gelungen, ein wirksames Naturschutzmanagement zu entwerfen und durchzusetzen.

Der Wildreichtum ist eine touristische Attraktion und die entscheidende Voraussetzung für einen boomenden Fremdenverkehr, der eine der wichtigsten Devisenquellen des Landes ist. Verlierer des vom Tourismus ausgelösten Aufschwungs war jedoch die lokale Bevölkerung am Rande des Schutzgebiets, die auf der einen Seite nicht an den Erlösen aus dem Fremdenverkehr beteiligt ist und auf der anderen Seite durch ständige Wildschäden auf ihren landwirtschaftlichen Nutzflächen finanzielle Verluste erleiden muß. Es liegt also der klassische, bereits beschriebene Fall vor, daß die lokalen Bevölkerungsgruppen die Kosten des Natur- und Landschaftsschutzes ertragen müssen, während sie am Nutzen nicht beteiligt sind.

Mit Hilfe einer geregelten Bejagung soll nun der lokalen Bevölkerung ein Vorteil vom Wildreichtum ihrer Gemeindegebiete verschafft werden. Die geregelte Bejagung soll sowohl Schutz- als auch Nutzungszielen dienen. Zum einen wird es den Bewohnern ermöglicht, Wildtiere für die Fleischversorgung zu nutzen, und zum anderen wird über die Reglementierung versucht, den negativen Einfluß auf die natürlichen Populationen gering zu halten. Wildhüter kontrollieren, daß die festgelegten Quoten eingehalten werden und keine geschützten Arten getötet werden. Seit Einführung dieses Systems ging die Wilderei merklich zurück. Trotz der (limitierten) Erlaubnis, auch Elefanten zu jagen, stieg durch den nahezu völligen Wegfall der Wilderei die Population von 30.000 auf 52.000 Tiere.

Weiterhin ist eine Förderung des begrenzten Jagd- und Ökotourismus vorgesehen, wodurch eine weitere

Steigerung des ökonomischen Wertes der *in situ* lebenden Arten induziert wird (BMU, 1998).

Das Campfire-Programm in Simbabwe (Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources)
Während der Zeit der englischen Kolonialherrschaft wurde die schwarze Bevölkerung in Regionen mit agrarwirtschaftlich unproduktiven Böden zurückgedrängt. Diese sog. communal areas bedecken etwa 42% der gesamten Landesfläche Simbabwes. Die Jagd auf Wildtiere war nicht nur in den Schutzgebieten, sondern auch in den communal areas und den großen Privatfarmen verboten. Zudem sind die Wildtiere bedeutende Futterkonkurrenten für die Hausrinder. Dies bewirkte, daß weder die einheimische Bevölkerung noch die Farmer ein Interesse daran hatten, einen ausreichenden Wildbestand zu sichern. Aufgrund der ungünstigen Kosten-Nutzen-Verteilung aus dem Schutz der Wildtiere für die lokale Bevölkerung fehlte der Rückhalt in der Bevölkerung bei der wirkungsvollen Bekämpfung der Wilderei. Indem mit dem Campfire-Programm über die Nutzung von Wildtierarten versucht wurde, in den ländlichen Kommunen Anreize zu einer langfristigen Arterhaltung im Agrarland zu schaffen, wurde die Wende beim Artenschutz – und damit verbunden auch dem Landschaftsschutz – erreicht (Grimm, 1996). Das Campfire-Projekt basiert auf 3 Grundprinzipien:

1. Stärkung der Eigenverantwortung der ländlichen Kommunen in bezug auf Zugang und Kontrolle ihrer natürlichen Ressourcen.
2. Übertragung des Rechts der eigenständigen Entscheidung über den Umgang mit ihren natürlichen Ressourcen auf die ländlichen Kommunen.
3. Einnahmen aus der Nutzung der natürlichen Ressourcen sollen direkt den Kommunen zufließen.

Das Campfire-Programm liefert die legale Basis für die ländliche Bevölkerung, ihre natürlichen Ressourcen in einer nachhaltigen Weise zu nutzen und ihre finanzielle Lage direkt zu verbessern. Folgende Möglichkeiten zur Einkommenserzielung durch Nutzung der vorhandenen biotischen Ressourcen werden erlaubt (Campfire Association, 1999):

- *Vermietung von Jagdlizenzen:* Über 90% der Einkommen von Campfire werden durch Lizenzverkauf an ausländische Jäger erzielt, die Elefanten, Büffel, Löwen oder andere Wildtiere schießen wollen, wobei allein das Jagen von Elefanten 64% der erzielten Einnahmen ausmacht (Metcalfe et al., 1995).
- *Nutzung natürlicher Ressourcen:* Die Gemeinden sammeln, ernten und verkaufen natürliche Produkte wie Krokodileier, Holz, Flußsand usw.
- *Tourismus:* Einige Einnahmen der communal areas stammen aus der Vermietung von Flächen für naturbezogenen Tourismus. Zugleich unterhalten einige Gemeinden auch eigene touristische Fazilitäten. Viele Einheimische stellen sich auch als Führer zur Verfügung.
- *Verkauf von lebenden Tieren:* In Gegenden, in denen der Wildbestand sehr hoch ist, werden lebende Tiere an private Schutzreservate und Nationalparks verkauft.
- *Fleischverkauf:* Das Fleisch der Wildtiere wird in einigen communal areas an Nachbargemeinden und -städte verkauft.

Von großer Bedeutung für den Erfolg des Projekts ist, daß die Einkünfte nicht an die Zentralregierung abgeführt werden müssen. Vielmehr verbleibt der größte Teil der erwirtschafteten Gelder auf der lokalen Ebene. Die Einkünfte werden überwiegend entweder in die kommunale wirtschaftliche Entwicklung investiert oder fließen direkt an die privaten Haushalte (Barnes, 1994).

Die Erfolge des Campfire-Projekts zeigen sich sowohl in ökonomischer, ökologischer und sozialer Hinsicht, also in allen drei Dimensionen von Nachhaltigkeit. Der World Wide Fund for Nature (WWF) schätzt, daß sich die Haushaltseinkommen in den communal areas um 15–25% erhöht haben (Campfire Association, 1999). Aus natur- und artenschutzpolitischer Sicht ist der Ausweis neuer Schutzgebiete durch die Campfire-Aktivitäten als Erfolg zu werten. Von besonderer Bedeutung ist, daß die Campfire-Anstrengungen durch die Schaffung von zusammenhängenden Schutzgebieten zu einer Wiedereröffnung von traditionellen Migrationsrouten für die Wildtiere geführt haben (Nuding, 1996).

Neben den ökonomischen und ökologischen Erfolgen des Projekts können auch aus sozialer Sicht positive Wirkungen festgestellt werden. Der durch die Initiative ausgelöste Entwicklungs- und Lernprozeß führte zu einer Stärkung des kommunalen Selbstverständnisses und -verantwortlichkeit (empowerment, collective self reliance). Diese Form der Wildtiernutzung bedeutet somit gleichzeitig Armutsbekämpfung, Ressourcenschutz und Investition in Humankapital (Nuding, 1996).

E 3.3.3.5 Implementation der Strategie „Schutz durch Nutzung“

Wahl der Nutzungsform
Mit Blick auf das Schutzerfordernis und die Schutzwürdigkeit einer Landschaft muß eine geeignete Nutzungsmöglichkeit bzw. Kombination verschiedener Nutzungsformen ausgewählt werden. Grundsätzlich kann zwischen nichtkonsumtiver Nutzung (Fototourismus und Lebendwildhandel) und konsumtiver Nutzung (Subsistenzjagd, Trophäenjagd, Wildernten) unterschieden werden. Die geeignete Nutzungsform kann nicht allgemein, sondern nur anhand der lokalen sozioökonomischen Bedingungen ausgewählt werden (Krug, 1997).

Einige Nutzungsformen, die sich besonders für den Einsatz im Rahmen der Strategie „Schutz durch Nut-

zung“ eignen, sind beispielsweise die Nutzung von Wildtieren und -pflanzen, der Tourismus und die Nutzung durch die Wissenschaft. Prinzipiell eignen sich also verschiedene Nutzungsformen für die Umsetzung der Strategie „Schutz durch Nutzung“. Im Vordergrund dieses Kapitel steht allerdings die Nutzung von Landschaften zur extensiven Biomasseproduktion, so daß hier insbesondere an die Wildtier- und -pflanzennutzung gedacht ist.

Bei dieser Nutzungsform läßt sich über die Inwertsetzung einzelner Tier- oder Pflanzenarten Landschaftsschutz verwirklichen. Viele Arten weisen einen multiplen wirtschaftlichen Nutzen auf. Beispielsweise kann ein Elefant zur Fleischversorgung dienen, die Möglichkeit des Sportjagens eröffnen und ganz generell eine touristische Attraktion darstellen (Miller et al, 1995). Weil eine Art bei dieser Form der Nutzung meist *in situ* gehalten werden muß, ist mit dem Artenschutz gleichzeitig ein Anreiz verbunden, auch das für die Arterhaltung notwendige Ökosystem mit zu schützen. Die Erfahrungen in Afrika mit der legalisierten Wildtiernutzung – besonders in Simbabwe (Campfire-Projekt), Sambia, Südafrika und Namibia – verdeutlichen, daß die Wildnutzung deutlich positive Auswirkungen auf Arterhaltung und Verbreitung von Wildarten hat. Von der festzustellenden Vergrößerung der Habitate für Wildtiere profitieren auch nicht genutzte Wild- und Pflanzenarten. Naturschutz in dieser Form ist somit eine ökologisch sinnvolle und wirtschaftlich attraktive Art der Landnutzung (Krug, 1997).

Die instrumentelle Ausgestaltung

Die verschiedenen Nutzungsformen, die denkbaren Kriterien, die zur Ermittlung von Schutzwürdigkeit und Schutzerfordernis herangezogen werden können, und die Aufgabe, Nutzung und Schutz zu verbinden, verdeutlichen, daß es keine pauschale, allgemeingültige Ausgestaltung der Strategie „Schutz durch Nutzung“ geben kann. Vielmehr ist, wie erwähnt, bei jedem Schutzobjekt, bei dem die Anreize zu einem nachhaltigen Umgang durch vermehrte Nutzung erhöht werden sollen, eine Einzelfallanalyse erforderlich. Erst dann können Instrumente eingesetzt werden.

Die instrumentelle Umsetzung des Gedankens „Schutz durch Nutzung“ erfordert vor diesem Hintergrund eine Kombination verschiedener Instrumente. Von außerordentlich hoher Bedeutung ist die Ausstattung der potentiellen Nutznießer mit entsprechenden Eigentums- bzw. Verfügungsrechten. Nur in den wenigsten Fällen führt eine vollständige Privatisierung biologischer Ressourcen zu einem Allokationsergebnis, bei dem übergeordnete Schutzziele eingehalten werden. Von daher bedarf es genau zugeschnittener Verfügungsrechte, die meist einer gewissen staatlichen – nicht notwendigerweise zentralstaatlichen (zur Bedeutung des kommunalen Ressourcenmanagements siehe Kap. E 3.3.3.6) – Kontrolle unterliegen müssen.

Dieser Grundgedanke, daß mit der Zuweisung privater Verfügungsrechte ein Effizienzgewinn einhergeht, wird seit langem in der ökonomischen Theorie der property rights diskutiert (Demsetz, 1967) und läßt sich auch für viele Umweltmedien – neben Luft und Wasser u. U. auch für Medien subtilerer Art wie die Biosphäre – verwenden (Wegehenkel, 1981). Über die Angemessenheit dieses Ansatzes hinsichtlich des angestrebten umweltpolitischen Ziels muß dann aber jeweils eine Einzelfallanalyse entscheiden, denn Kombinationsmöglichkeiten der Schutzziele mit den Nutzungszielen hängen stark vom Ausschnitt der Biosphäre, den örtlichen Gegebenheiten usw. ab.

Das Instrument „Schaffung *ex ante* begrenzter Verfügungsrechte“ stellt eine wichtige Voraussetzung für die Überwindung des Problems dar, daß ein Großteil der kommunalen Landflächen von jedem beliebig genutzt werden kann (open access resource). Dies führt in vielen Fällen zu einer Übernutzung und zur Biotopzerstörung (Hardin, 1968; Krug, 1997). Mit diesem zentralen Instrument „Schaffung von Verfügungsrechten“ sind dann andere Instrumente zu kombinieren (Bromley, 1994). Zum einen können ökonomische Anreizinstrumente wie Steuern und Subventionen zur Erreichung von Schutz- und Nutzungszielen eingesetzt werden, und zum anderen sind in einigen Fällen auch ordnungsrechtliche Auflagen wie die Festlegung von Fangquoten oder die Einhaltung zugewiesener Nutzungsgebiete unumgänglich.

Wie bereits ausgeführt, leiden viele bisherigen Naturschutzstrategien darunter, daß den Interessen der lokalen Bevölkerung zu wenig Rechnung getragen wird und deshalb die angestrebten Schutzziele unterlaufen werden. Das Konzept „Schutz durch Nutzung“ macht auf die Bedeutung der Anreize der lokalen Bevölkerung zum Schutz der Biosphäre aufmerksam. Neben dem Instrument „Zuweisung von Verfügungsrechten“ sind noch weitere ökonomische Anreizinstrumente zu entwickeln, um sowohl den Anreiz zum Schutz als auch die Akzeptanz dieses neuen Naturschutzregimes zu fördern. Hierzu sind Instrumente auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu entwickeln (McNeely, 1988). Von besonderer Bedeutung ist es, auf lokaler Ebene Anreizinstrumente einzusetzen, damit der Schutzgedanke durch die erlaubte Nutzung nicht unterlaufen wird. Deshalb werden im folgenden kurz einige mögliche Instrumente dieser Art vorgestellt.

Direkte finanzielle Anreize – oder auch negative Anreize wie beispielsweise in Form von Strafen – wirken über eine monetäre Verhaltenssteuerung auf das Ziel, biologische Ressourcen in ihrem Bestand zu wahren bzw. nachhaltig zu nutzen. Als Instrumente dieser Art können beispielsweise Rückerstattung von Eintrittsgebühren aus touristisch genutzten Schutzgebieten, monetäre Belohnungen für umweltschützendes Verhalten, Strafen für illegale Nutzung biologischer Ressourcen und Kompensationszahlungen für von Wildtieren verur-

sachten Schäden dienen. Neben solchen finanziellen Anreizen sind auch materielle Anreize in Form von Nahrung, Tieren und Zugang zu Gebieten, in denen eine nachhaltige Nutzung betrieben wird, denkbar (NcNeely, 1988).

Neben diesen sog. direkten Anreizinstrumenten können auch indirekte Anreize zur Förderung des kommunalen Interesses am Biosphärenschutz gesetzt werden, beispielsweise in Form von Steuererleichterung, insbesondere für an (Kern-)Schutzgebieten liegende Großgrundbesitzer, Versicherungsleistungen für Ernteausfälle und soziale Sicherungsleistungen (McNeely, 1988).

Ein sehr interessantes Instrument in diesem Zusammenhang ist der Vorschlag von Panayatou (1995), handelbare Entwicklungsrechte in der Schutzgebietsausweisung einzusetzen. Ein solches Vorgehen wird beispielsweise in Puerto Rico angewandt. Hier wurden die Küstenregionen in schutzwürdige Gebiete, die nicht weiter wirtschaftlich entwickelt werden sollen, und in Entwicklungsgebiete, die für Siedlung, Verkehr und Gewerbe bereitgehalten werden sollen, unterteilt. Den Inhabern von Grundflächen in den Schutzgebieten werden handelbare Entwicklungsrechte zugestanden, die diese in Entwicklungsgebieten selbst nutzen oder an Meistbietende verkaufen können. Das Entwicklungsrecht, das den Wert des Grundstücks dauerhaft erhöht, gesteht gewisse, in entsprechenden Rechtsvorschriften zu konkretisierende Übertretungen der bauordnungsrechtlichen Vorschriften zu. Es stellt also einen ökonomischen Wert dar, der die in der wirtschaftlichen Nutzung eingeschränkten Bewohner finanziell kompensieren kann, ohne daß der Staat diese Kompensationszahlungen übernehmen muß (Panayatou, 1995; Bizer, 1997).

Es ist deutlich geworden, daß die Umsetzung der Strategie „Schutz durch Nutzung“ durch eine Kombination von einer Vielzahl unterschiedlicher Instrumente vollzogen werden muß, die im Einzelfall auf ihre Anwendbarkeit hin zu prüfen sind und hier nicht in allen Einzelheiten vorgestellt werden können. Auch eine Studie der OECD über ökonomische Anreizinstrumente in der Biodiversitätspolitik kommt zu dem Ergebnis, daß es einer Kombination von mehreren Instrumenten bedarf, um das Ziel der Biodiversitätskonvention, Schutz und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt, mit Hilfe ökonomischer Anreizinstrumente zu erreichen (OECD, 1998; Kap. I 3.5.1).

E 3.3.3.6
Schlußbemerkung: Dezentralisierung als notwendige institutionelle Rahmenbedingung

Die bisherige Diskussion hat gezeigt, daß eine Übertragung von Verfügungsrechten an Individuen oder Bauern, die Legalisierung der Nutzung von Elementen der Biosphäre – in den meisten Fällen die Nutzung von Wildtieren – und die Schaffung von Handelsmöglichkeiten mit Naturprodukten die Voraussetzung für eine Inwertsetzung biosphärischer Leistungen ist und so die Grundlage für die Umsetzung der Strategie „Schutz durch Nutzung“ geschaffen wird. Ebenso sind allerdings die begleitenden institutionellen Rahmenbedingungen von entscheidender Bedeutung für das Gelingen dieses Ansatzes. So sind begleitend auch entsprechende lokale Institutionen aufzubauen, die nicht nur die Nutzung überwachen und Sanktionen durchsetzen sowie für eine gerechte Einkommensverteilung sorgen sollen, sondern auch in den gesamten Planungs- und Entscheidungsprozeß bei der Umsetzung der Strategie „Schutz durch Nutzung“ zu integrieren sind. Die auf lokalen Institutionen aufbauenden Kontroll- und Monitoringmechanismen sind eine wichtige Voraussetzung zur Gewährleistung der ökologischen Dimension des Nachhaltigkeitsziels (Krug, 1997; Kap. E 3.9).

Die Notwendigkeit, Abstand von einer einseitig auf zentralstaatlichen Ansätzen beruhenden Politik des Biosphärenschutzes zu nehmen, wird insbesondere aus Sicht der ökonomischen Föderalismustheorie deutlich. Viele biosphärischen Leistungen berühren Kosten- und Nutzengrößen der lokalen Ebene, und daher ist auch hier der geeignete Ort für die Planung und Durchführung von Schutz- und Nutzungsstrategien (Döring, 1998; Fromm, 1999; Lerch, 1996; Kiss, 1990; Kap. E 3.9). Diese theoretischen Argumente werden durch die empirischen Erfahrungen beispielsweise im Rahmen des Campfire-Projekts unterstützt, bei dem die partizipative und demokratisch geregelte Beteiligung der lokalen Bevölkerung an den Campfire-Aktivitäten eine wichtige Erfolgsbedingung des Projekts ist (Miller, 1996). Auch andere Fallstudien zeigen, daß lokale Gemeinschaften meist in der Lage sind, ihre biologischen Ressourcen nachhaltig zu nutzen und daß die Etablierung starker und durchsetzungsfähiger Institutionen auf lokaler Ebene, die die Einhaltung der Schutz- und Nutzungsziele überwachen, eine wichtige Voraussetzung für die Setzung wirkungsvoller Anreize zum Schutz der Biosphäre ist (McNeely, 1988).

E 3.3.3.7
Forschungs- und Handlungsbedarf

Die handlungsorientierten Aussagen zum Fragenkreis „Schutz durch Nutzung“ können kurz gehalten werden. Es handelt sich um ein Konzept, das – wo es anwendbar ist – Vorteile sowohl für die Biosphäre als auch für die Nutzungsinteressen des Menschen aufweist. Für solche Situationen, in denen zugleich für zwei Ziele Verbesserungen möglich sind, kann es nur eine Empfehlung geben: Mehr davon.

Dazu sind diejenigen Situationen herauszupräparieren, in denen solche Situationen verdeckt vorliegen. In diesem Abschnitt wurden zwei Beispiele referiert, und

etliche weitere sind der Literatur zu entnehmen. Es sollte jetzt Gegenstand der Forschung sein, Typisierungen zu entwickeln, die das Aufdecken solcher Situationen möglich machen. Dies ist eine schwierige Aufgabe, weil je nach Landschaftsnutzungsform, sozialer Organisation, staatlicher Gestaltungskraft (z. B. Zuordnung und Sicherung von Eigentumsrechten) usw. andere Lösungen angezeigt sind.

Die deutsche Entwicklungspolitik sollte die bereits vorhandenen Ansätze ausbauen, die die Inwertsetzung von Natur und damit den Schutz durch Nutzung verstärkt in den Dienst einer integrierten Förderung von wirtschaftlicher Entwicklung und Schutz der Biosphäre stellen.

E 3.3.4
Schutz trotz Nutzung: nachhaltige Produktion biologischer Ressourcen

Produktionssteigerung bei der Landnutzung – Basis für die Erhaltung der Biodiversität

Die Nutzung von terrestrischen Ökosystemen für die Produktion von Nahrungsmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft, von Futtermitteln, von nachwachsenden Rohstoffen wie Holz, Fasern, Öle, Wachse usw. sowie von Biomasse als Energieträger stellt nicht nur heute die Basis für die Lebensgrundlage der Menschen dar, sondern wird zukünftig eine noch größere Rolle spielen, wenn es zum einen darum geht, weitere 3–5 Mrd. Menschen zu ernähren und wenn zum anderen zunehmend nicht erneuerbare Ressourcen durch erneuerbare substituiert werden müssen.

Um im Jahr 2025 eine geschätzte Weltbevölkerung von 8,25 Mrd. Menschen ausreichend ernähren zu können (UN, 1993), geht die FAO von einer notwendigen Steigerung der Nahrungsmittelproduktion von 75% aus. Etwa 83% der Weltbevölkerung werden zu diesem Zeitpunkt in Entwicklungsländern leben. Bereits heute sind dort etwa 800 Mio. Menschen von Hunger und Unterernährung betroffen. Gleichzeitig wird immer mehr Getreide, das früher der direkten menschlichen Ernährung diente, mit geringer energetischer Effizienz für die Tierproduktion eingesetzt. Etwa 21% der weltweiten Anbaufläche für Getreide dienen der Produktion von Futtermitteln und etwa 22 Mio. km^2, das sind etwa 17% der Landoberfläche, sind durch Weidesysteme geprägt. (Steinfeld et al., 1997). Darüber hinaus können gegenwärtig etwa 100 Mio. Menschen in den Entwicklungsländern ihren täglichen Brennholzbedarf nicht decken. Weitere 1,3 Mrd. Menschen sehen zunehmenden Brennstoffengpässen entgegen, da sie mehr Brennholz verbrauchen, als nachwächst (Lean et al., 1990). 1994 betrug der weltweite Verbrauch von Brennholz etwa 1,9 Mrd. m^3, wovon mehr als 85% auf die Entwicklungsländer entfielen. Bis zum Jahr 2025 wird sich das pro Kopf zur Verfügung stehende potentielle Brennholzangebot in den Entwicklungsländern halbieren (Schulte-Bisping et al., 1999).

Um den steigenden Bedarf an nutzbarer Biomasse in den kommenden 25–30 Jahren zu decken, gibt es folgende drei Optionen:

1. Das erreichte Produktionsniveau bleibt gleich oder wird reduziert. Dies hätte die Konsequenz, daß die Nutzflächen zu Lasten natürlicher oder naturnaher Ökosysteme (wie z. B. Wälder und Grasländer) erheblich ausgedehnt werden müssen.
2. Bei gleichbleibender Nutzfläche muß die Flächenproduktivität erhöht werden. Dies würde bedeuten, daß die Erträge etwa verdoppelt werden müssen.
3. Durch Substitution der Produkte der Landnutzung wird der zukünftige Bedarf auf den vorhandenen Flächen bei gegebener Produktivität gesichert. Dies könnte durch die Reduktion des Fleischverzehrs, durch zusätzliche Gewinnung von Nahrung aus dem Meer (Kap. E 3.4) oder die biotechnologische Produktion von Nahrungsmitteln erfolgen.

Diese Optionen gelten für den Globus als Ganzen. Aus der Sicht der biologischen Vielfalt und des Erhalts biologischer Ressourcen sind die Optionen 2 und 3 vorrangig wahrzunehmen. Weltweit wird es keine einheitliche Lösung geben. Vielmehr werden sich regional unterschiedliche Kombinationen dieser Optionen entwickeln müssen, um den wachsenden Bedarf zu decken. Dies ergibt sich schon aus dem Umstand, daß die Ausgangspositionen bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den verschiedenen Regionen sehr unterschiedlich sind, wie Tab. E 3.3-3 zeigt.

Betrachtet man die Versorgung von einzelnen Regionen oder Ländern, so muß diese nicht immer auf der jeweils zugehörigen Nutzfläche gesichert sein. Durch überproportionale Steigerung der Produktion in Gunsträumen lassen sich Mängel in defizitären Regionen ausgleichen, wenn dies durch Handel und Verteilungssysteme ermöglicht wird.

Tabelle E 3.3-3
Landwirtschaftsfläche 1994, unterteilt nach Acker- und Dauergrünland.
Quellen: WRI, 1998a; FAO, 1998b; Weltbank, 1998

	Acker	Grünland
	[ha pro Einwohner]	
Nordamerika	0,79	0,9
Lateinamerika	0,36	1,5
Afrika	0,27	1,3
Europa	0,43	0,24
Deutschland	0,15	0,07
Asien	0,18	0,3
China	0,08	0,33
Entwicklungsländer	0,18	0,49
Entwickelte Länder	0,57	1,0

E 3.3.4.1
Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzfläche

Im Lauf der letzten Jahre wurden verschiedene Abschätzungen der potentiellen ackerbaulichen Nutzfläche publiziert. Das Flächenpotential dieser Abschätzungen beläuft sich weltweit auf 2–4 Mrd. ha (Alexandratos, 1995; Luyten, 1995; Fischer und Heilig, 1998). Davon werden heute bereits 1,5 Mrd. ha kultiviert (FAO, 1998b). Diese landwirtschaftlich genutzte Gesamtfläche ist in den letzten zwanzig Jahren *trotz zusätzlich kultivierter Flächen nahezu konstant geblieben*. Durch Bodenerosion, Versalzung und die Ausbreitung von Siedlungen, Verkehrswegen und Wüsten gingen fast genau so viele Flächen verloren, wie urbar gemacht wurden.

In der Abb. E 3.3-4 sind einige Szenarien dargestellt, wie sich der Bedarf an Ackerland bei wachsender Bevölkerung und unterschiedlichem Produktionsniveau weltweit entwickeln wird. Für die Berechnung der in der Grafik gezeigten Szenarien wurde eine benötigte Fläche von 0,28 ha pro Person zugrunde gelegt, eine Fläche, die schon heute in großen Teilen Asiens und im globalen Mittel für die Entwicklungsländer unterschritten wird (Tab. E 3.3-3). Die Kalkulation setzt weiter voraus, daß zukünftig keine Nutzflächen durch Bodendegradation verloren gehen. Dies ist eine optimistische Annahme, da die Bodendegradation derzeitig in großem Umfang abläuft (WBGU, 1994).

Auf der Basis der bestehenden Produktivität würde die potentielle Landfläche ausreichen, um 12 Mrd. Menschen zu ernähren. Diese Berechnung ist jedoch aus mehrerlei Hinsicht trügerisch. Die gegenwärtige jährliche Ausweitung der landwirtschaftlichen Fläche beträgt lediglich 0,1% der Anbaufläche, da gleichzeitig Flächen in derselben Größenordnung infolge starker Degradation aus der Nutzung genommen werden mußten (Alexandratos, 1995; Young, 1998). Etwa 40% der Nahrungsmittelproduktion stammen heute aus dem Bewässerungsfeldbau, der ca. 17% der Anbaufläche ausmacht (FAO, 1996a). Dessen Fläche hat sich seit 1950 um den Faktor 2,5 vergrößert (Young, 1998). Die Zunahme der Bewässerungsfläche wird sich jedoch aufgrund der begrenzten Flächen, hoher Erschließungs- und Unterhaltskosten, zunehmender Beeinträchtigung durch Versalzung und begrenzter Verfügbarkeit von Wasserressourcen nicht in gleicher Weise wie bisher fortsetzen. Im Gegenteil, im Verlauf der letzten beiden Dekaden sind die Zuwachsraten deutlich rückläufig. In Asien, der weltweit bedeutendsten Region für den Bewässerungsfeldbau (62% der Anbaufläche) entfallen bereits heute 85% der Wasserentnahme auf die Landwirtschaft, wobei in den bevölkerungsreichsten Ländern China und Indien das verfügbare Wasserpotential schon zu über 80% ausgeschöpft ist (Kulshreshta, 1993; WBGU, 1998a).

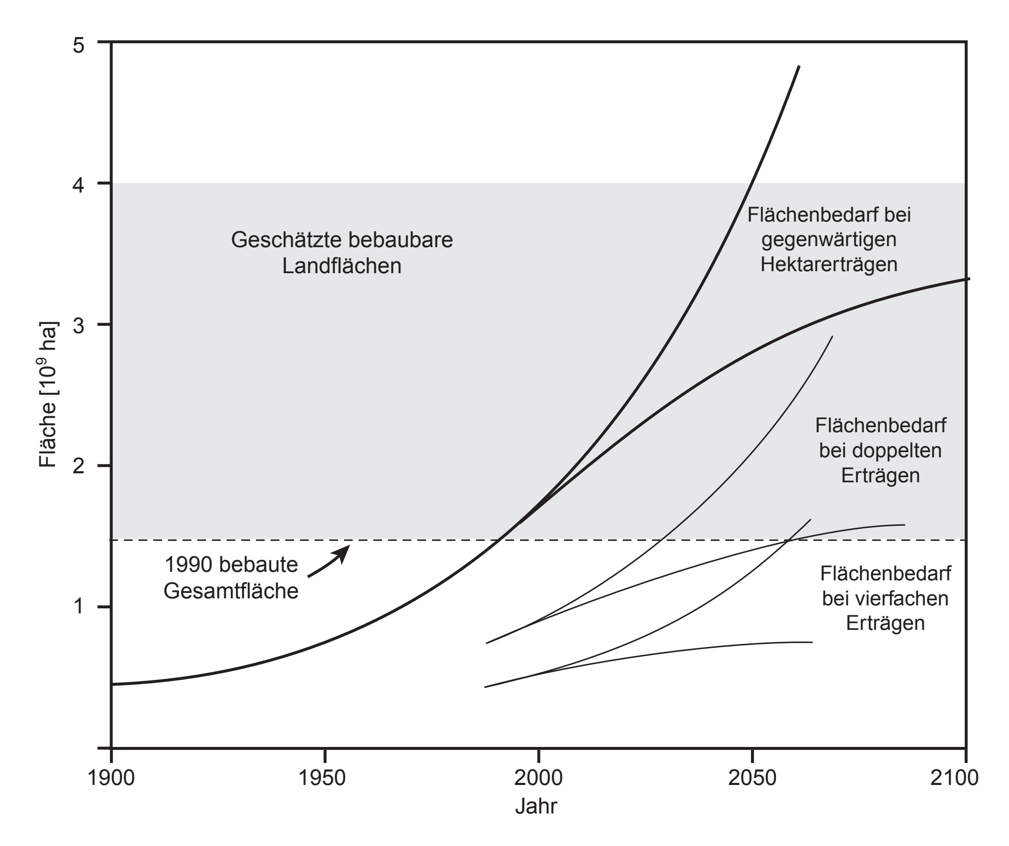


Abbildung E 3.3-4
Bedarf an Ackerland bei wachsender Bevölkerung und unterschiedlichem Produktionsniveau. Stark ausgezogene Linien: Flächenbedarf bei gegenwärtigen Hektarerträgen. Die Spreizung der Linien ab dem Jahr 2000 ergibt sich aus den Bevölkerungsprognosen der UN. Untere Linie: Minimumszenario, obere Linie: Maximumszenario der Bevölkerungsentwicklung. Dünne Linien: erforderliche Landflächen, wenn die Ernteerträge künftig verdoppelt bzw. vervierfacht werden können. Schattierte Fläche: Schätzungen der gesamten Landfläche, die möglicherweise noch kultiviert werden könnte – ein großer Teil dieser Fläche sind bewaldete Gebiete und Feuchtgebiete. Siehe auch Beschreibung im Text.
Quelle: Meadows et al., 1993, verändert.

Die Ausdehnung der Nutzflächen ist mit großen Unsicherheiten verbunden und regional in unterschiedlicher Weise möglich. Während im südasiatischen oder nordafrikanischen Raum bereits etwa 85% der potentiellen Flächen in Nutzung sind, beträgt der genutzte Anteil in Südamerika lediglich 20% (Young, 1998). Unter dem Aspekt der Erhaltung der biologischen Vielfalt ist eine Strategie der starken Ausweitung der Nutzflächen als äußerst kritisch anzusehen, zielt sie doch darauf ab, fortschreitend weiter in natürliche Ökosysteme einzugreifen, dabei zunehmend auf marginalere Standorte auszuweichen und damit auch Standorte mit hoher biologischer Diversität zu zerstören. Besonders die fragilen tropischen und subtropischen Ökosysteme spielen neben ihrer hohen Gen-, Arten- und Habitatvielfalt eine bedeutende Rolle als Genpools (Genzentren) für viele domestizierte Pflanzen- und Tierarten (Kap. D 3.4). Die Ausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzung in diese Bereiche wäre daher mit einem erheblichen Risiko verbunden, da bisher ungenutzte Ressourcen zerstört und die genetische Basis von Kulturpflanzen bedroht würden.

Aus dieser kurzen Betrachtung lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

1. Der globalen Degradation der Böden muß mit allen Mitteln Einhalt geboten werden, damit die bereits in Kultur befindlichen Flächen ihre Produktivität nicht verlieren (WBGU, 1994).
2. Die Ausdehnung der Nutzflächen zu Lasten natürlicher Ökosysteme sollte nur in dem Maß erfolgen, wie dies nach der Ausschöpfung des jeweiligen Produktionspotentials auf den bereits kultivierten Flächen unumgänglich ist.
3. Der Verlust von pflanzlichen Erntegütern bei Lagerung, Transport und Verarbeitung, die einen erheblichen Anteil ausmachen, muß weiter vermindert werden.

Durch ausgewogene Ernährung mit hohem Anteil pflanzlicher Nahrungsmittel lassen sich Verluste bei der Veredelung reduzieren und die Versorgung verbessern.

E 3.3.4.2
Möglichkeiten der landwirtschaftlichen Produktionssteigerung in unterschiedlichen Regionen

In *Nordamerika* herrscht bei vergleichsweise dünner Besiedelung sowie günstigen klimatischen und pedologischen Gegebenheiten keine Flächenknappheit an landwirtschaftlichen Nutzflächen. Aus der Sicht der langsam wachsenden Bevölkerung besteht kein akuter Zwang zur Erhöhung der Flächenproduktivität. Allerdings besteht aufgrund der Erhöhung der Arbeitsproduktivität eine zunehmende Tendenz zur Intensivierung der Nutzung und damit zur weiteren strukturellen Homogenisierung und Eutrophierung der Agrarlandschaften.

Auch in *Lateinamerika* und in *Afrika* ist die Flächenausstattung je Kopf der Bevölkerung noch relativ günstig. Trotz bedeutender Produktionssteigerungen in diesen Kontinenten bestehen jedoch in vielen Ländern aufgrund regional rasch wachsender Bevölkerung, einer überwiegend extensiven Nutzung, klimatischer Ungunst, aber auch politischer Instabilität große Defizite in der Versorgung mit Nahrungsmitteln. Es ist aber noch ein bedeutender Spielraum für eine ökologisch sinnvolle und standortgemäße Steigerung der Produktion vorhanden. Die Nutzung dieses Spielraumes ist angesichts der immer weiter um sich greifenden Zerstörung ökologisch bedeutender Naturräume dringend geboten und bedarf der Unterstützung von außen, die weit über das bisherige Maß hinausgeht (WBGU, 1994, 1996a, 1998a).

Brandrodung und Zerstörung von Regenwäldern können kein Rezept gegen Landnot sein, solange auf bereits vorhandenen landwirtschaftlichen Flächen durch Verbesserung der Bewirtschaftungsmethoden und Durchführung sozialer Reformen noch beachtliche Ertragsreserven aktiviert werden können.

Gänzlich anders liegen die Verhältnisse in den *fernöstlichen Entwicklungsländern*. In ihnen leben heute mit 1,5 Mrd. 29% aller Menschen, sie verfügen aber mit etwa 305 Mio. ha nur über knapp 22% der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Welt. Auf jeden Einwohner entfallen hier nur 0,18 ha. Und doch herrscht in den meisten dieser Länder, trotz teilweise großer Armut, keine extreme Unterversorgung mit Nahrungsmitteln, d. h. die Nahrungsmittelproduktion kann einen bescheidenen Bedarf decken. Der Schlüssel liegt in dem Umstand, daß das Klima in diesen Breiten teilweise zwei- oder dreimalige Ernten im Jahr ermöglicht. Das Grundnahrungsmittel dieser Regionen ist Reis, dessen Anbau von jeher zu den intensivsten und traditionsreichsten landwirtschaftlichen Betriebsformen gehört. Gleichzeitig ist er ein Beispiel dafür, daß intensive Landbewirtschaftung und Umweltschonung sich nicht ausschließen, obwohl der Reisbau in „Monokultur“ betrieben wird. Dies war jedoch nur auf nährstoffreichen Böden möglich, auf denen die Nährstoffexporte und die Versauerung kompensiert werden konnten. Der Anbau von Reis ohne Fruchtwechsel hat im Laufe der Jahrhunderte aber auch dazu geführt, daß auf Reis spezialisierte Krankheitserreger und Schädlinge zum begrenzenden Faktor für die Erträge wurden. Erst durch Anstrengungen der internationalen Züchtungsforschung ist es gelungen, den jeweiligen Standorten angepaßte, ertragreiche Reissorten zur Verfügung zu stellen. Verbesserte Anbaumethoden und der gezielte Einsatz von Agrochemikalien tragen darüber hinaus zur Sicherung des hohen Ertragsniveaus bei. Die Gunststandorte der Region werden bereits intensiv genutzt, eine weitere Ausdehnung der Flächen ist begrenzt. Die Intensivierung der Nutzung und die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit erfordern zunehmend höheren Kapitaleinsatz (Kasten E 3.3-5).

Geringe Flächenausstattung, hochentwickelte Landwirtschaft und hohe Produktionskosten prägen das Bild in *Europa* . Die Landwirte müßten auf knapper Fläche hohe Erträge erzielen, um auf dem Weltmarkt mit Marktpreisen konkurrieren zu können, die im wesentlichen amerikanische Farmer mit ihrer reichlichen Flächenausstattung bestimmen. Der Ausweg besteht darin, Optimalerträge auf gegebener Fläche zu erwirtschaften. Das ist der Grund dafür, daß die europäischen Landwirte bemüht sein müssen, bei allen hier angebauten Kulturpflanzen Spitzenerträge zu erzielen: Sie tun dies mit steigender Tendenz und bei Erhalt der Ertragskraft des Bodens.

Dies gelang zum einen dadurch, daß die dem Boden durch die Ernte entzogenen Nährstoffe wieder zugeführt werden. Das geschieht durch organische und mineralische Düngung. Zweitens hat die Pflanzenzüchtung Sorten bereitgestellt, die angepaßt an den Standort den jeweiligen Produktionszielen weitgehend entsprechen. Drittens wurden Bodenbearbeitung und Mechanisierung optimiert, und viertens wurde das dadurch geschaffene Ertragspotential durch Pflanzenschutz gesichert.

Dieser Anpassungsprozeß verlief nicht ohne negative Einflüsse auf die Umwelt. Falscher Umgang mit den Agrochemikalien und die Schaffung maschinengerechter Landschaften belasteten die Biota der Agrarlandschaften und deren Vielfalt in erheblichem Maß. Inzwischen hat ein Umdenken eingesetzt, das zunehmend die Multifunktionalität der Landnutzung berücksichtigt.

E 3.3.4.3
Intensitätsmerkmale landwirtschaftlicher Produktion

Die unterschiedlichen Intensitätsniveaus der landwirtschaftlichen Produktion werden je nach standörtlichen Bedingungen mit unterschiedlichen Anteilen von Kapital- und Arbeitseinsatz erzielt. Während beispielsweise die Industriestaaten in Europa und Nordamerika vergleichsweise hohe Intensitäten beim Düngemitteleinsatz und der Mechanisierung aufweisen, zeigt sich am Beispiel von China, daß zum einen die Intensitäten der Industrieländer beim Düngemitteleinsatz bereits erreicht oder überschritten werden, aber zum anderen der geringe Mechanisierungsgrad und die arbeitsintensive Bewirtschaftung einen extrem hohen menschlichen Arbeitsaufwand pro Flächeneinheit erfordern (Tab. E 3.3-4). Die hier angegebenen Durchschnittszahlen überdecken allerdings die starken regionalen Unterschiede, die sich aus standörtlichen Unterschieden und unterschiedlichen Nutzungsstrategien ergeben. Sie verdeutlichen jedoch, daß in allen Regionen ein erhebliches, wenn auch unterschiedliches Potential zur Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion gegeben ist. Damit die Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion (Kasten E 3.3-5) nicht zu Degradation der genutzten Flächen führt, muß ein Leitbild entwickelt werden, an dem sich Nutzungsstrategien orientieren können. Der Beirat sieht in der „multifunktionalen Landnutzung" ein solches Leitbild (Kap. E 3.3.4.9).

Zur Sicherung der Ertragsfähigkeit müssen vorrangig Standorte bewirtschaftet werden, die eine geringe Degradationsneigung aufweisen. Dazu müssen weltweit die agrarökologischen Grundlagen für die Planungen verbessert werden. Die Entwicklung der angepaßten Nutzungsstrategien muß gefördert werden. Dies sollte vorrangig „vor Ort" unter Einbeziehung von Wissenschaftlern und Institutionen erfolgen. Die Förderung der Züchtung sollte sich nicht auf nur einige wenige Kulturpflanzen konzentrieren (Kap. D 3.4.5). Zur Stabilisierung der Agrarökosysteme sollte die Vielfalt der Kulturpflanzen erhöht werden (Kap. E 3.3.4.6). Dafür sind gezielte Züchtungsprogramme zu fördern.

E 3.3.4.4
Waldwirtschaft

In den vergangenen 30 Jahren ist der Verbrauch an Holz weltweit um ca. 50% gestiegen. Besonders stark war der Anstieg im Bereich der Papier- und Furnierproduktion. Mengenmäßig steht jedoch der Verbrauch von Bauholz und Brennholz im Vordergrund. Zukünftig wird die Nachfrage nach Holz und Holzprodukten steigen, da

Tabelle E 3.3-4
Intensitätsmerkmale der landwirtschaftlichen Nutzung (1994).
Quellen: WRI, 1998a; Weltbank, 1998; FAO, 1998b

	Arbeitskraft [km^{-2}]	Anteil an Bewässerungsfeldbau [%]	Traktoren [km^{-2}]	Dünger [$t\ km^{-2}$]
Europa	22	0,12	3,6	10,1
Ehemalige GUS	10	0,05	1,0	2,5
Nordamerika	11	0,09	2,4	9,2
China	531	0,52	0,8	30,1
Asien	196	0,29	1,1	13,5
Afrika	138	0,06	0,3	1,8
Lateinamerika	36	0,10	1,1	5,9
Welt	104	0,17	1,8	9,4

Kasten E 3.3-5

Baumwolle: Intensive Monokultur einer bedeutenden Kulturpflanze

Eine Sonderform intensiver Landwirtschaft ist die Produktion von Faserpflanzen. Hier dominiert der Baumwollanbau, der im Vergleich zu den übrigen Faserpflanzen von globaler Verbreitung wie Sisal, Hanf, Jute oder Flachs etwa 80% der Produktion ausmacht (FAO, 1997a). Baumwolle ist nicht nur die bedeutendste Textilfaser, sondern aufgrund ihres breitgefächerten Nutzungsspektrums eine strategische Kulturpflanze und „cash crop" par excellence. Rund 86% der gegenwärtigen Baumwollproduktion konzentrieren sich auf die nördliche Hemisphäre, mit China, den USA und Indien als Hauptproduzenten, die zusammen rund 56% der Jahresproduktion erzeugen. Die Weltproduktion befindet sich seit Jahren auf einem hohen und konstantem Niveau von etwa 19 Mio. t (FAS, 1999). Der Ertrag hat sich in den letzten 50 Jahren mehr als verdreifacht (Reller und Gerstenberg, 1997). Neben den genannten Großproduzenten wird Baumwolle in weiteren 115 Ländern produziert, von denen Uzbekistan, Pakistan, die Türkei, Australien und Brasilien hervorzuheben sind. Zusammen mit den drei Großproduzenten erzeugen diese Länder rund 80% der jährlichen Baumwollproduktion.

Etwa 85% der weltweit erzeugten Baumwolle wird im Trockenfeldbau produziert, die restlichen 15% stammen aus dem Bewässerungsfeldbau. In einigen Ländern wie beispielsweise dem Sudan, Senegal, Usbekistan oder Israel ist der Baumwollanbau erst durch umfangreiche Bewässerungssysteme möglich geworden. Besonders im Bewässerungsfeldbau bestehen große Unterschiede hinsichtlich der Effizienz der Anbausysteme. Während beispielsweise im Sudan oder Aralseebecken etwa 29 m^3 Wasser zur Erzeugung von 1 kg Rohbaumwolle benötigt werden, sind es in Israel nur 7 m^3. Gleichzeitig werden in Israel mit 1.750 kg ha^{-1} doppelt so hohe Erträge an Rohbaumwolle erzielt wie in Ägypten (Reller und Gerstenberg, 1997). Effiziente Bewässerungsmethoden zeigen hier die Einsparmöglichkeiten bei gleichzeitig deutlich höheren Erträgen. Trotz dieser Erfolge birgt der Baumwollanbau aufgrund vielfach ungünstiger Produktionsstandorte mit schlechten klimatischen Bedingungen und ungenügenden Wasserressourcen ein großes Umweltgefährdungspotential. Die sehr hohen Ertragssteigerungen waren neben Bewässerungsmaßnahmen nur durch intensive Anwendung von Pestiziden, Insektiziden und Kunstdünger möglich. Der Baumwollanbau nimmt etwa 2,4% der Weltackerfläche ein (rund 33 Mio. ha – etwa die Fläche Deutschlands), es werden aber rund 10% der weltweit produzierten Pestizide und etwa 25% der Insektizide für die Baumwollproduktion verwendet, die im konventionellen Anbau in Intervallen von 1–2 Wochen appliziert werden. Eine vorsichtige Abschätzung kommt zu dem Ergebnis, daß sich jährlich mindestens 119.000 Menschen durch Unfälle mit Pflanzenschutzmitteln vergiften und dabei mindestens 2.270 Todesfälle auftreten (Knirsch, 1993). Ein Viertel davon entfällt auf den Baumwollanbau. Schätzungen der der Weltgesundheitsorganisation (WHO) fallen noch weit höher aus.

Neben der zunehmenden Pestzidbelastung und der abnehmenden Fertilität der Böden durch nicht angepaßte Produktion besteht ein weiteres Problem des Baumwollanbaus in der Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion, da in vielen Ländern die Flächen, die eigentlich zur Nahrungsmittelproduktion gebraucht würden, für den Baumwollanbau genutzt werden. Stark steigende Kosten durch stetig zunehmenden Einsatz von Agrochemikalien und Flächenverlust durch Bodendegradation verstärken den Trend, die Baumwollproduktion auf ökologischen oder integrierten Anbau umzustellen, aber noch werden etwa 99% der Produktion im konventionellen Anbau erzielt.

Trotz der Entwicklung verschiedener Kunstfasern, die hohe Marktzuwächse erlangten, ist der Pro-Kopf-Verbrauch an Baumwolle ebenfalls stark gestiegen. Der Faseranteil der Baumwolle bei Textilien liegt weltweit immer noch bei etwa 48% (Höschle-Zeledon, 1996).

Die negativen Folgen von Baumwollanbau in intensiver Monokultur sind bekannt, aber der Weg zu einer nachhaltigen Baumwollproduktion gestaltet sich aufgrund der komplexen sozioökonomischen, politischen und ökologischen Zusammenhänge als sehr schwierig. Dennoch gibt es Ansätze, verstärkt auf integrierten Anbau, biologischen Pflanzenschutz oder ökologischen Anbau zu setzen, wie Beispiele in Ägypten, Indien, Peru oder Nicaragua zeigen. Die Lösung des Problems ist aber nicht allein in alternativen Anbauformen oder der Substituierung durch andere Faserpflanzen, wie beispiesweise Hanf oder Flachs zu suchen. Die Produktions- und Wertschöpfungskette der Baumwolle muß vollständig erfaßt werden und in veränderte Strategien miteinbezogen werden. Dazu bedarf es einer Zusammenarbeit von Produzenten, Wissenschaft, Handel und Politik, um die Nutzungsmöglichkeiten von Baumwolle unter den jeweiligen kulturellen und ökologischen Randbedingungen nachhaltig zu sichern.

der nachwachsende Rohstoff Holz geeignet ist, fossile Rohstoffe in unterschiedlicher Weise zu substituieren. Anders als in der Landwirtschaft wird der zunehmende Bedarf bisher überwiegend nicht über die Ausdehnung der Waldflächen oder eine Intensivierung der Nutzung gedeckt, sondern über die Abholzung von Primärwäldern und die Übernutzung von Wäldern. Nur zu einem vergleichsweise geringen Anteil erfolgt die Produktion durch eine geregelte, auf Multifunktionalität und Nachhaltigkeit ausgerichtete Waldnutzung. Damit werden weitgehend Praktiken fortgesetzt, die bereits in der Vergangenheit dazu geführt haben, daß 45% der Wälder, die nacheiszeitlich den Globus bedeckten, durch den Menschen vernichtet wurden. Dieser Raubbau wird in Kap. G ausführlich behandelt.

Tab. E 3.3-5 zeigt, daß es bezüglich der Entwaldung erhebliche regionale Unterschiede gibt. Besonders groß ist die Waldvernichtung in Asien, Afrika und in Europa, wo 65–70% der Wälder bereits verschwunden sind. Die Vernichtung schreitet weltweit unvermindert fort, nur in Nordamerika, in Europa und in Rußland ist in letzter Zeit eine Trendumkehr erkennbar. Gleichzeitig geht auch die Fragmentierung der Wälder weiter. Von den verbliebenen Wäldern können nur noch zwischen 20–65% als ursprüngliche Wälder mit ausreichender Größe angesehen werden.

Heute ist die mittlere jährliche Veränderung der Waldfläche in den artenreichen tropischen Wäldern besonders groß. Extrem ist sie in den Ländern Brasilien und Indonesien. Beide Länder weisen zusammen jährli-

Tabelle E 3.3-5
Regionale Änderung der Waldbedeckung.
Quelle: Abramowitz, 1998

Region	Ursprüngliche Waldfläche [10^3 km^2]	Verbleibende Waldfläche [10^3 km^2]	Jährliche Nettoänderung (1990–1995) [% Jahr $^{-1}$]	Primärwaldanteil an verbleibender Waldfläche [%]
Afrika	6.799	2.302	-0,7	23
Asien	15.132	4.275	-0,7	20
Nordamerika	10.877	8.483	0,2	44
Zentralamerika	1.779	970	-1,2	18
Südamerika	9.736	6.800	-0,5	65
Europa	4.690	1.521	0,3	1
Rußland	11.759	8.083	0,1	43
Ozeanien	1.431	929	-0,1	34
Welt	62.203	33.363	-0,3	40

che Waldverluste von über 3,6 Mio. ha auf, das entspricht jeweils einem Drittel der Waldfläche Deutschlands. Mit Abholzungsraten von jeweils über 0,4 Mio. ha sind auch die Verluste in Staaten wie Zaire, Mexiko, Bolivien, Venezuela und Malaysia erheblich. In Rußland, das offiziell keine Angaben macht, werden nach Expertenschätzungen jährlich ca. 4 Mio. ha Taiga abgeholzt. Nicht enthalten sind in diesen Zahlen die schleichenden Veränderungen, beispielsweise durch kleinere wiederholt auftretende Feuer, die sich über einen längeren Zeitraum der Erfassung durch Satelliten entziehen (Cochrane und Schulze, 1999).

Das Verhältnis der Waldflächen in Bezug zur Bevölkerungszahl wird sowohl durch die Entwicklung der Entwaldung wie auch durch das Bevölkerungswachstum beeinflußt. Lebten 1950 etwa 2,55 Mrd. Menschen auf der Erde, so hat sich die Anzahl bis 1995 auf 5,7 Mrd. mehr als verdoppelt. Standen um 1950 je Einwohner dieser Welt noch durchschnittlich 1,6 ha Wald zur Verfügung, so reduzierte sich diese Fläche auf 0,6 ha im Jahr 1995. Die Prognose ergibt eine erneute Halbierung auf 0,3 ha pro Einwohner für das Jahr 2025. Doch nicht nur die Konversion der Wälder verändert die biologische Vielfalt (Kasten E 3.3-6), sondern auch die zunehmende Umwandlung der Primärwälder in Sekundärwälder oder Plantagen. Hier hat insbesondere die unkontrollierte Exploitation der Primärwälder negative Wirkungen.

Der weiteren Zerstörung der Wälder kann nur dadurch Einhalt geboten werden, wenn

- die unkontrollierte Konversion der Wälder in Acker- und Weideland sowie in Verkehrs- und Siedlungsflächen unterbleibt,
- die Waldnutzung geregelt unter Einbeziehung des vorhandenen Wissens erfolgt und sich am Holzzuwachs orientiert (Nachhaltigkeitsprinzip),
- in Teilen eine geregelte hochproduktive Plantagenwirtschaft etabliert wird, um unter Schonung von Naturwäldern die benötigten Mengen bestimmter Holzqualitäten in ausreichender Menge zu produzieren,
- die nutzungsbedingte Degradation von biologischen und abiologischen Komponenten von Waldökosystemen unterbleibt,
- die depositionsbedingten Belastungen der Wälder durch Säuren, Stickstoff und Schadstoffe reduziert werden.

E 3.3.4.5 Substitution von Produkten der Landnutzung

Ernährungsstatistiken zeigen, daß sich heute in Nordamerika die Nahrungsversorgung je Kopf der Bevölkerung auf täglich 15.181 kJ beläuft, davon stammen 34% aus tierischer Produktion. Für Westeuropa lauten die Zahlen 14.424 kJ, davon 33% tierischen Ursprungs. In den Entwicklungsländern Lateinamerikas entfallen auf jeden Einwohner täglich 11.438 kJ, davon sind nur 17% tierischen Ursprungs. In Fernost lauten die Zahlen 9.285 kJ, davon 7% aus tierischer Produktion, und in den Entwicklungsländern Afrikas 8.872 kJ, davon nur 5% tierischen Ursprungs.

Aus der Überversorgung mit Nahrungsmitteln in den Industrieländern bei gleichzeitigem Überschuß an tierischem Eiweiß ergibt sich ein Potential zur Entlastung der globalen Nahrungsmittelversorgung. Allerdings darf aufgrund des relativ kleinen Anteils der Weltbevölkerung, die derart überversorgt ist, die Entlastung, die durch die Reduktion des Anteils tierischer Nahrungsmittel erzielt werden kann, nicht überschätzt werden. Besonders, wenn man bedenkt, daß die Weltbevölkerung jährlich um mehr als 80 Mio. wächst. Die Substitution ist auch deshalb begrenzt, da nur Futtermittel, die auch für den menschlichen Verzehr geeignet sind, hierfür in Betracht kommen. Außerdem muß in Rechnung gestellt werden, daß die Wiederkäuer z. T. Grasländer beweiden, die sonst keiner anderen Nutzung zugeführt werden können.

Die Tierproduktion und ihr rasches Anwachsen in den vergangenen Jahren (Tab. E 3.3-6) hat einen enormen Einfluß auf die biologische Vielfalt unseres Globus. Dieser Einfluß resultiert nicht nur daraus, daß

Kasten E 3.3-6

Wälder und biologische Vielfalt

Der Verlust an forstlicher Biodiversität resultiert sowohl aus den Flächenverlusten an Wäldern (Kap. E 3.3.4.4) als auch aus der Degradation der bestehenden Wälder. Beide Prozesse halten unvermindert an und finden nach Jahrhunderten der Waldvernichtung im temperaten und borealen Bereich seit Mitte dieses Jahrhunderts besonders aktiv in den Tropen statt. Im Hinblick auf den Verlust an biologischer Vielfalt kommt dabei den tropischen Waldverlusten und der Walddegradation besondere Bedeutung zu, da die tropischen Wälder ungleich artenreicher sind als temperate und boreale Waldformationen und die aus der Konversion resultierenden Agrarökosysteme weitaus fragiler sind.

Zur Erhaltung der forstlichen biologischen Diversität kann am ehesten beigetragen werden, wenn die biologische Vielfalt von Wäldern als Trägerin biologischer Ressourcen begriffen wird. Der Wert dieser biologischen Ressourcen kommt dabei auf verschiedenen Ebenen zum Tragen, die von der Haushaltsebene (Brennholz, Nahrung, Medizin), über lokale (Nahrungsmittel, Brennholz, Medizin, Baumaterial), nationale (Holzprodukte, Wasser, Brennholz, usw.) und internationale Märkte (Holzprodukte, Harze, Öle, Torismus usw.) reichen (Kap. H 5). Globale Bedeutung erlangt die forstliche Biodiversität als bedeutender Informationsträger für zukünftige Optionen auf technologische oder medizinische Entwicklungen (Kap. D 3.3). Eine weitere Bedeutung kommt der biologischen Vielfalt von Wäldern möglicherweise in ihrer stabilisierenden Wirkung für das globale Klima zu (Kap. F 2). Die Bedeutung der Wälder als biologische Senken für Kohlenstoff wird gegenwärtig international diskutiert (WBGU, 1998b).

Die Angaben zur Anzahl der Arten in Wäldern sind mit großen Unsicherheiten behaftet und schwanken zwischen 2 und 80 Mio. Arten. Der Mittelwert der Schätzungen beträgt rund 10 Mio. Arten, wobei angenommen wird, daß davon die überwiegende Mehrzahl auf Gliedertiere (Arthropoden) entfallen (WCMC, 1992; Heywood und Watson, 1995). Wiederum etwa 50–90% der Arthropoden finden sich in den tropischen Wäldern und unterstreichen damit deren hohe faunistische Diversität. Bezogen auf die pflanzliche Biodiversität kann das viel zitierte Beispiel aus Borneo herangezogen werden, wo auf 10 ha Waldfläche etwa 700 Baumarten ausgemacht wurden, also mehr, als beispielsweise im gesamten nordamerikanischen Raum auftreten (Rodgers, 1996).

Angesichts des bereits beschriebenen Landnutzungsdrucks werden sich weitere Waldverluste in den Tropen nicht vermeiden lassen (Kap. G). Den Hauptanteil der Umwandlung wird weiterhin die landwirtschaftliche Nutzung ausmachen. Es ist daher um so wichtiger, die Nutzungsänderung in umfassende Landnutzungskonzepte zu integrieren, die auf regionaler Ebene verankert sind (Kap. E 3.9). Ein wichtiges Ziel muß sein, die landwirtschaftliche Produktivität der konvertierten Waldflächen zu erhalten bzw. die Produktivität auf den bestehenden landwirtschaftlichen Flächen zu erhöhen (Kap. E 3.3.4.2).

Die meisten nationalen Politiken betonen zwar, daß die verbleibenden Waldflächen geschützt werden sollten, trotzdem schreitet die Entwaldung global weiter voran. Hieraus ist ersichtlich, daß die Ursachen der Waldvernichtung vielfältig und regional unterschiedlich sind. Nicht nur unmittelbare Gründe, wie beispielsweise sich ausdehnende Brandrodung sondern auch indirekte, auf Politikversagen zurückzuführende Ursachen, wie ländliche Armut führen zur anhaltenden Vernichtung von Waldflächen (NNA, 1998; Jepma 1995; Pearce und Moran, 1998).

Da sich die vorhandene biologische Vielfalt der Wälder in ihrer Gesamtheit nicht erhalten läßt und das Aussterben sogar schneller voranschreitet als die Erfassung der vorhandenen Arten (Pimm et al., 1995; Kap. D 1), kommt neben der Erfassung der Lebensräume der funktionalen Bewertung von Biodiversität besondere Bedeutung zu. Es stellen sich zwei Fragen:

- Wieviel Biodiversität wird benötigt, um multifunktionale Wälder (Kap. E 3.3.9) zu erhalten ?
- Ist diese Frage rechtzeitig zu beantworten?

Erste Schritte auf diesem Weg sind mit der Identifizierung von Brennpunkten biologischer Vielfalt, der Ausweisung von Indikatorentaxa und der Kartierung des Nutzungsdrucks auf bestehende Waldökosysteme zurückgelegt (Global Forest Watch; WRI, 1999). Eine flankierende Maßnahme, die helfen könnte, den Raubbau an Waldressourcen zu mindern, stellt die Zertifizierung von Holzprodukten und Bewirtschaftungsformen dar (Kasten E 3.3). Eine verbindliche Regelung zum Schutz der Wälder ist überfällig (Kap. I 3.4.4). Die momentan vorhandenen Instrumente und Umsetzungsmöglichkeiten sind jedoch so begrenzt, daß es äußerst fraglich ist, ob die Dynamik der aktuellen Entwicklung entscheidend beeinflußt werden kann.

Tabelle E 3.3-6
Globale Übersicht der Nutztierbestände und der Tierproduktion (1994).
Quelle: FAO, 1997a

Tierkategorie	Anzahl [10^3]	Fleisch [10^6 kg]	Milch [10^6 kg]	Eier [10^6 kg]	Wolle [10^6 kg]
Rinder	1.296.907	52.739	464.380		
Büffel	149.591	2.569	48.310		
Kamele	19.017				
Pferde	60.715	493			
Schafe	1.089.749	7.188	7.782		2.675
Ziegen	613.227	3.150	9.983		
Schweine	883.386	78.537			
Hühner	12.568.000	51.223		45.007	
Gesamt	16.680.592	155.899	530.455	45.007	2.675

22 Mio. km ^{2} als Weideland genutzt, sondern auch daraus, daß auf 21% der Ackerfläche Tierfutter produziert werden. Soll auf der einen Seite der Bedarf an tierischen Nahrungsmitteln gedeckt werden und auf der anderen Seite die ökologischen Nebeneffekte minimiert werden, müssen weitgehende Veränderungen im Ernährungsverhalten, aber auch in der Art der Tierhaltung und Nutzung erreicht werden.

- Die Überernährung mit tierischen Nahrungsmitteln muß reduziert werden, da sie zum einen energetisch ineffizient ist und sich zum anderen negativ auf die Gesundheit auswirkt.
- Nutztierbestände sollten hinsichtlich ihrer Produktivität optimiert werden, da sich große unproduktive Bestände überproportional negativ auf die biologische Vielfalt auswirken. Dazu sollte auch eine züchterische „Verbesserung" der Landrassen gehören.
- Weidepraktiken sollten sich stärker an der Tragfähigkeit der Grasländer orientieren, um die Degradation der Weideflächen zu verhindern.

Das Ausweichen auf tierische Nahrungsmittel aus dem Meer ist ebenfalls begrenzt, da die natürlichen Fischbestände z. T. heute schon übernutzt sind. Die Aquakultur bietet sich zwar als Alternative an, doch muß auch hier hochwertiges Futter eingesetzt werden, das wiederum überwiegend aus terrestrischen Ökosystemen stammt, und andererseits ist die Anlage derartiger Kulturen in Seen und Flachmeeren aus Sicht der Umweltbelastung und der Wirkungen auf die biologische Vielfalt aquatischer Ökosysteme nicht unproblematisch (Kap. E 3.4)

Die Produktion von Nahrungsmitteln anhand biotechnologischer Verfahren ist bisher nicht in einer Weise fortgeschritten, daß hier von einer Entlastung gesprochen werden kann. Die biologische Umwandlung pflanzlicher Abfälle oder Reststoffe in Futter- und Nahrungsmittel birgt zwar eine großes Potential, doch haben sich bisher nur wenige Ansätze als wirtschaftlich tragfähig erwiesen. Zur besseren Nutzung von pflanzlicher Biomasse (wie z. B. Holz oder Stroh) als Nahrungs- und Futtermittel sollten neue Aufschluß und Konversionsverfahren entwickelt werden. Molekularbiologische Methoden könnten dabei neue Möglichkeiten eröffnen.

E 3.3.4.6
Einfluß intensivierter Landnutzung auf die biologische Vielfalt

Die biologische Vielfalt genutzter Ökosysteme wird von vier Einflußfaktoren bestimmt:

1. der Vielfalt der Vegetation im Ökosystem und dessen Umgebung,
2. der Art und Dauer des Anbaus der Nutzpflanzen,
3. der Intensität der Bewirtschaftung,
4. der Isolation des Ökosystems von natürlichen Biotopen.

Je nach Kombination resultieren daraus Ökosysteme mit unterschiedlicher biologischer Vielfalt. Abb. E 3.3-5 zeigt eine schematische Einordnung agrarischer und forstlicher Nutzungssysteme im Hinblick auf deren biologische Vielfalt.

Die Art der Nutzung nimmt auf mehreren Ebenen Einfluß auf die Biodiversität. Direkt in den Ökosystemen selbst wirkt sie als sog. „On-Site-Effekt". Mit dieser nutzungsbedingten Biodiversität, sei sie geplant oder assoziiert, sind jedoch immer auch indirekte Wirkungen in den umgebenden oder benachbarten Lebensräumen verbunden, mit denen das jeweilige Ökosystem in Beziehung steht. Diese Beeinflussungen werden als „Off-Site-Effekt" bezeichnet.

In welchem Umfang die „assoziierte Biodiversität" in genutzten Systemen von der „geplanten Biodiversität" bestimmt wird, ist weitgehend offen, da sowohl die Bewirtschaftung, als auch die Fruchtfolgen Einfluß nehmen und außerdem die Off-Site-Effekte in den benachbarten Ökosystemen auf das genutzte Ökosystem zurückwirken. Für die landwirtschaftliche Nutzung konnte gezeigt werden, daß die Reduktion der geplanten On-Site-Biodiversität oft eine Reduktion der Off-Site-Biodiversität nach sich zog (z. B. Paoletti und Pimentel, 1992; Vandermeer, 1996, Jedicke, 1997). Als On-Site-Effekt bestimmt die Bewirtschaftung die Zusammensetzung und Abundanz der assozierten Diversität (Matson et al., 1997). Diese ist wiederum über zahlreiche Funktionen mit den Nutzpflanzen rückgekoppelt (Abb. E 3.3-6). Dabei sind die Funktionszusammenhänge sowohl für die On-Site-Effekte als auch die Off-Site-Effekte nichtlinear (z. B. Perfecto et al., 1997; Vandermeer et al., 1998).

E 3.3.4.7
Verlust von Agrarbiodiversität

Die intensive Landwirtschaft in den Industrieländern und zunehmend auch diejenige der Schwellen- und Entwicklungsländer ist durch eine Produktionsweise mit hohem Kapital- und Energieeintrag pro Flächeneinheit und Produkt gekennzeichnet. Die hohe Bewirtschaftungsintensität, die Entkopplung von pflanzlicher und tierischer Produktion sowie regionale Konzentrationsprozesse haben sowohl einen hohen Betriebsmitteleinsatz pro Fläche als auch eine zunehmende Öffnung von Stoffkreisläufen zur Folge gehabt (Kap E 3.2). Ehemals weitgehend geschlossene innerbetriebliche Kreisläufe mit geringen Verlusten wurden durch Stoffhaushalte mit hohem Stoffdurchsatz ersetzt. Durch die Intensivierung haben sich die betrieblichen Rahmenbedingungen und die Bestandesführung deutlich verändert, sie sind mit ihren Auswirkung auf die Biodiversität in Abb. 3.3-6 aufgeführt.

Im folgenden werden einige Beispiele für den Verlust biologischer Vielfalt aufgrund landwirtschaftlicher Nut-

E **Vielfalt der Landschaften und Ökosysteme**

a)

Diversität des Anbaus

Multi-Field-Type ← → *Single-Field-Type*

Biologische Vielfalt: *Hoch* (oben) – *Niedrig* (unten)

Brandrodungs-feldbau			Hausgarten
Pastorale Viehhaltung	Rotations-brache		
	Agropastorale Nutzung	Agrosilvorale Nutzung	
			Multi-Cropping
		Fruchtfolge	Mischkultur
			Zwischenfrucht
			Intensiver Getreideanbau

b)

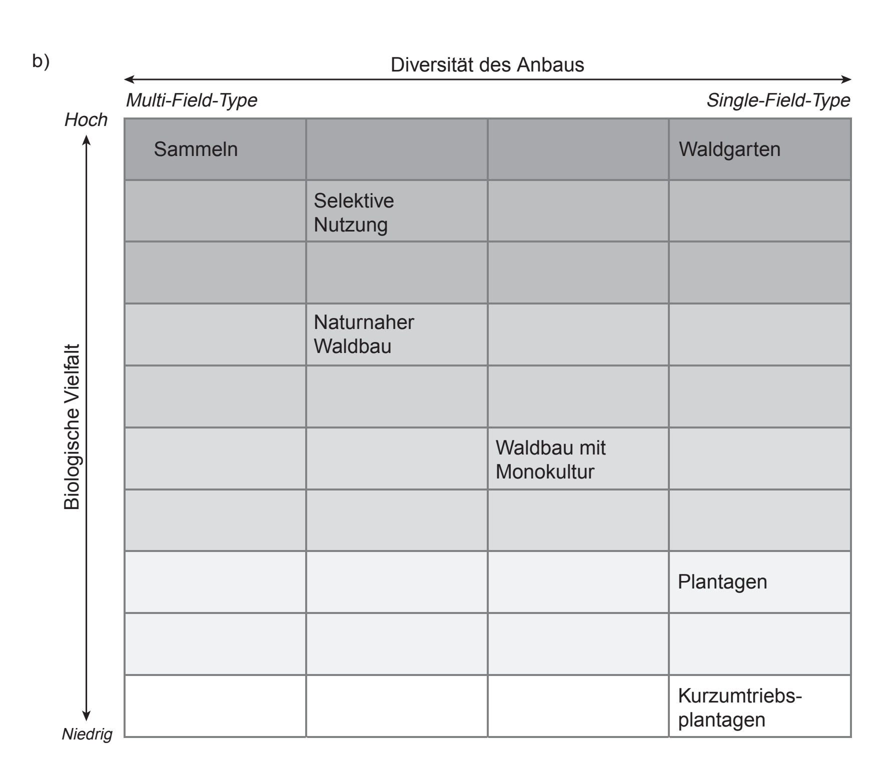


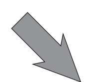
Abbildung E 3.3-5
Klassifizierung
(a) agrarischer und
(b) forstlicher Systeme auf der Basis ihrer biologischen Vielfalt und der Diversität der Anbausysteme.
Quelle: verändert nach Swift und Anderson, 1994

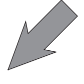
Veränderung der betrieblichen Rahmenbedingungen

- Flächenhomogenisierung durch Zusammenlegung von Betrieben
- Flurbereinigung (große Schläge bzw. reduzierte Strukturierung durch Hecken, Mauern, Bäche) Verinselungseffekt von natürlichen Biotopen
- Dauerkultur
- Reduzierung der angebauten Kulturen
- Intensivere Bearbeitung und kürzere Bearbeitungsintervalle
- Hohe Spezialisierung mit großen, zeitlich konzentrierten Abfallfrachten

Bestandesführung und kulturtechnische Maßnahmen

- Saatgutreinigung
- Intensive, wendende Bodenbearbeitung
- Hohe Düngegaben
- Bedingt Pflanzenschutzmittel
- Drainage von Feuchtgrünland
- Kultivierung von Mooren
- Versalzung durch unangepaßten Bewässerungsfeldbau



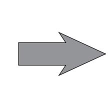


On-site-Effekte auf die reduzierte biologische Vielfalt der Agrarökosysteme

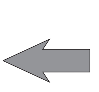
Komponenten der Agrarbiodiversität

Bestäuber | Räuber und Parasiten | Herbivore | Wildkräuter und -pflanzen | Regenwürmer | Bodenmesofauna | Bodenmikrofauna

- Strukturverarmung durch Entfernen von Hecken, Mauern, Bächen
- Verinselungseffekte von natürlichen Biotopen



Off-site-Effekte intensiver Nutzung von Agrarökosystemen und Rückwirkungen auf die Agrarbiodiversität



- Eutrophierung und Versauerung durch Stickstoffemissionen
- Eutrophierung von Nachbarsystemen durch Stickstoff- und Phosphatausträge
- Pestizideintrag
- Versalzung und Übernutzung der Wasserressourcen durch unangepaßten Bewässerungsfeldbau

Abbildung E 3.3-6
Intensive Landwirtschaft und der Verlust von Agrarbiodiversität.
Quelle: WBGU, 1999a

zung aufgeführt. Dazu werden Beispiele für On-Site-Effekte gegeben und Off-Site-Effekte durch benachbarte Ökosysteme betrachtet. Ein globaler Überblick über den Verlust an pflanzen- und tiergenetischer Vielfalt wird in Kap. D 3.4 gegeben.

On-Site-Effekte

Die Konzentration der angebauten Kulturen auf wenige Hochertragssorten hat zur Verdrängung einer Vielzahl traditioneller und lokal angepaßter Landsorten geführt (Auer und Erdmann, 1997). Dieser Rückgang biologischer Vielfalt geht einher mit einem Verlust kultureller Vielfalt (Guarino, 1995). So ist der Verlust von Landsorten häufig mit dem Verlust von Wissen über dieses Material und dessen Nutzbarkeit verbunden (Kap. E 3.5).

Die Bestandesdichte der Kulturpflanzen steigt im allgemeinen mit der Zunahme der Intensität der ackerbaulichen Maßnahmen und des Pflanzenschutzes. Die Artenzahlen und der Bedeckungsgrad der Begleitflora verhalten sich umgekehrt dazu (Braun, 1991).

Die mit der Technisierung einhergehende Homogenisierung der Pflanzenbestände und die Einengung der Fruchtfolgen reduziert auch die Diversität der mit ihnen verbundenen Wirbellosen (z. B. Altieri und Liebman, 1986; Perfecto et al., 1997). Eine Intensivierung der Nutzung fördert Generalisten, stenöke Spezialisten werden zunehmend weniger konkurrenzfähig. Eine Reduzierung der auf dem Acker verbliebenen Ernterückstände, bzw. deren einseitige Zusammensetzung vermindert das Nahrungsangebot und reduziert die Größe und Artenzusammensetzung der Bodenorganismengesellschaften (z. B. Hendrix et al., 1989; Swift und Anderson, 1994; Altieri, 1995). Monokulturen begünstigen die Massenvermehrung von Schädlingen, indem das Nahrungsangebot spezifisch und hoch ist, bei gleichzeitiger Reduktion der regulierenden Konkurrenzorganismen. Dies zeigte sich eindrucksvoll in den USA, wo zwischen 1945 und 1975 der Pestizideinsatz um das 10-fache stieg, aber gleichzeitig die Ernteverluste durch Schädlingsbefall um 100% anstiegen (Botrell, 1979).

Hohe Düngergaben bewirken abnehmende Individuendichten bei Tierpopulationen (z. B. van Wingerden et al., 1992; Basedow et al., 1991). Die Pflanzenproduktion und die Tierproduktion modifizieren die Pflanzenassoziation auf den Nutzflächen und beeinflussen über die Qualität und Menge der Ernterückstände aber auch den Zeitpunkt der Ernte sowie den Tierbesatz und die Beweidungsintensität die Vielfalt und Menge der Bodenorganismen (Vandermeer et al., 1998; Stary und Pike, 1999). Ein wichtiger Grund von Populationsrückgängen bei Arthropoden ist neben einseitiger Mineraldüngung im Fehlen organischer Düngung zu sehen. Schlechte Bodenstruktur begrenzt darüber hinaus den Lebensraum, der auf Lücken und Hohlräume angewiesenen Bodenfauna (Bathon, 1997).

Intensiv wendende Bodenbearbeitung begünstigt zwar die Lebensbedingungen spezieller aerober Pilze und Bakterien (Stahr und Stasch, 1996), reduziert aber die Biomasse und die Vielfalt der Bodenfauna, wie am Beispiel der Regenwürmer oder der Tausendfüßler mehrfach gezeigt wurde (z. B. Paoletti, 1988; Friebe und Henke, 1992; Claupein, 1994, Fragoso et al., 1997). Stark betroffen durch die wendende Bodenbearbeitung sind auch die Populationen von Mikroarthropoden (Bathon, 1997).

Im Gegensatz zu den deutlichen Belegen bezüglich der Verluste an Diversität bei der Bodenmakro- und -mesofauna gibt es für die Verluste mikrobieller Diversität durch Pestizid- und Düngereinträge sowie intensiver Bodenbearbeitung keine eindeutigen Hinweise (Giller et al., 1997; Buyer und Kaufman, 1997; Zelles et al., 1997). Grund dafür mag das mangelnde Wissen über die Diversität der Mikroorganismengesellschaften in Böden sein.

Off-Site-Effekte

Die Vergrößerung der Ackerflächen, die Homogenisierung der Anbaubedingungen durch Be- und Entwässerungen und das Entfernen strukturierender Landschaftselemente wie Hecken, Raine, Mauern oder Bäche, reduziert die Vielfalt der Biotope, die als Lebensraum für Nützlinge zu Verfügung stehen. In den alten Bundesländern wurden beispielsweise zwischen 1950 und 1985 etwa 85% aller Flüsse dritter Ordnung (Bäche, Gräben) begradigt, vertieft oder mit künstlichen Sohlen ausgelegt, das entspricht einer Länge von etwa 360.000 km und führte zu einem drastischen Verlust an Feuchtbiotopen (Engelhardt, 1997). Ein weiteres Beispiel ist die Eutrophierung oder die Versauerung benachbarter Lebensräume von Pflanzen und Tieren durch Stoffausträge (Sickerwasser, Emissionen) aus der Landwirtschaft. Bei den Ammoniakemissionen in Europa beträgt der Anteil der Landwirtschaft über 90%. Pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche entspricht dies einer durchschnittlichen Emissionsdichte von etwa 24 kg NH_3-N $Jahr^{-1}$, wobei die Emissionsdichte in Ländern mit intensiver Tierproduktion ein mehrfaches betragen kannt (ECETOC, 1994). Damit trägt auch die Landwirtschaft einen erheblichen Anteil zu den Stickstoffdepositionen von jährlich etwa 30–60 kg N ha^{-1} in mitteleuropäischen Wäldern bei (Augustin und Andreae, 1998).

Neben der Eutrophierung spielt die Versalzung durch unangepaßte Bewässerung eine wichtige Rolle bei der Degradierung benachbarter Ökosysteme und dem Verlust von Lebensraum und Artenvielfalt. Ein prominentes Beispiel ist der Aralsee, der seit 1960 drei Viertel seines Volumens eingebüßt hat und wo die ausgestorbenen, vormals 24 Fischarten als Erwerbsgrundlage für 60.000 Familien dienten (WBGU, 1998a).

E 3.3.4.8
Agrarökosystemfunktionen und biologische Vielfalt

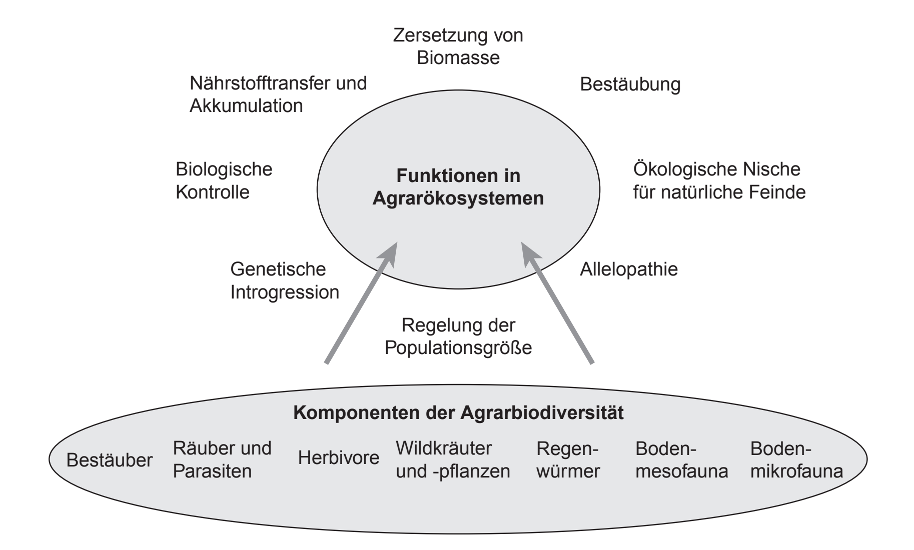
Um die Bedeutung von Verlusten von Agrarbiodiversiät für die Leistungen von Agrarökosystemen bewerten zu können, ist es notwendig, ihre Rolle für eine dauerhafte Produktivität und die Stabilität des genutzten Systems abschätzen zu können. Dazu muß geklärt werden, welche Funktionen die Agrarbiodiversität in Agrarökosystemen erfüllt, beziehungsweise welche Funktionsverluste durch die Reduktion der Agrarbiodiversität auftreten können (vgl. Kap. D 2). In Abb. E 3.3-7 sind Funktionen der Agrarbiodiversität und ihr Zusammenhang mit einzelnen Komponenten von Agrarökosystemen aufgeführt.

Funktionen pflanzlicher Vielfalt

Die Bedeutung der Vielfalt alter Kulturpflanzen (Landrassen), die einen Jahrhunderte oder gar Jahrtausende währenden Anpassungsprozeß hinter sich haben, liegt in ihrer Funktion als Ressource für die Züchtung (Kap. D 3.4). Mit dem Verlust der genetischen Vielfalt dieser Kultursorten gehen unersetzliche Genressourcen verloren, wodurch die Züchtungsforschung eine immer schmalere Basis genetischer Ressourcen vorfindet, was die Neu- und Weiterentwicklung von resistenten und ertragreichen landwirtschaftlichen Sorten hemmen kann (Kap. C 1.3.1). Nach Schätzungen der FAO ist in den nächsten 10 Jahren die genetische Diversität von 90% der Hauptgetreidearten (Reis, Mais, Weizen und Sorghum) stark gefährdet (Esquinas-Alcazar, 1996). Dies stimmt besonders bedenklich, wenn man berücksichtigt, daß etwa 60% der Welternährung, durch die vier genannten Getreide gedeckt werden. Insbesondere die sich ständig ändernde Situation bei Pflanzenschädlingen (u. a. durch „Resistenzbildung“) führt zu dem Zwang, die Sorten durch Einkreuzen neuer Merkmale aus Zucht und Wildsorten ständig zu verbessern. Weiter ist die biologische Vielfalt in der Landschaft ein wichtiges Regulativ bei der Massenvermehrung von Schädlingen. Sortenvielfalt, Artenvielfalt und deren räumliche Anordnung wirken sich negativ auf die Verbreitung von Schädlingen und Krankheiten aus.

Die Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen ist eine vordringliche Aufgabe zur Sicherung der Ernäh-

Abbildung E 3.3-7
Funktionen biologischer Vielfalt in Agrarökosystemen.
Quelle: Altieri und Nicholls, 1999 verändert



rung und der Bedarfsdeckung mit nachwachsenden Rohstoffen (Kap. D 3.4 und I 3.3.2). Es kommt darauf an, die genetische Vielfalt der Wildformen oder Landsorten zu erhalten, um deren genetische Information gegebenenfalls in Kultursorten einzuführen. Da die ursprünglichen Genzentren vieler Kulturpflanzen jenseits nationaler Anbaugrenzen liegen, sind weltweite Sammlungen als wichtige Grundlage für die Suche nach Material mit besseren oder neuen Eigenschaften erforderlich (*Ex-situ-* Konservierung). Dazu müssen die biotechnologischen Kapazitäten in den Entwicklungsländern ausgebaut werden. Neben *Ex-situ* -Strategien ist es unbedingt erforderlich, daß die *In-situ-* Konservierung und *On-farm* -Konservierung weiterhin und verstärkt erfolgen, da nur so der natürliche Selektionsprozeß weiter ablaufen kann (Kap. D 3.4; Koshoo, 1996; Brush, 1995; Hammer, 1998; FAO, 1999c). Vorschläge zur Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen sind in den „Global Action Plan“ der FAO (1996c) aufgenommen worden und mit unterschiedlicher Intensität in Umsetzung begriffen (Kap. I 3.3.2).

Funktionen faunistischer Vielfalt

Die Funktion von Pflanzenfressern (Herbivoren) und der mit ihnen assoziierten Räuber (Prädatoren) ist vor allem in der Regulierung des Schädlingsbefalls zu sehen und in der Literatur vielfach dokumentiert. Biodiversitätsverlust und Populationsrückgang vermindern die Selbstregulationsmöglichkeiten des Systems (Altieri und Nicholls, 1999). Mit welchem Grad der biologischen Vielfalt diese internen Regelungsfunktionen aufrechterhalten werden können, ist weitgehend ungeklärt, da beispielsweise die Bedeutung verschiedener Arten mit gleichen oder ähnlichen Funktionen für die Systemstabilität nicht bekannt ist (Kap. D 2; z. B. Hawkins, 1994; Kogan und Lattin, 1993). Unbestritten ist allerdings, daß zur natürlichen Kontrolle von Schädlingen und Krankheiten eine vielfältige Ausstattung mit natürlichen Feinden notwendig ist.

Verschiedene Untersuchungen belegen den Einfluß von Dauer- und Monokulturen auf auf das verstärkte Auftreten von Pflanzenkrankheiten. Die Gründe sind in der Änderung der mikrobiellen Organismengesellschaft und der einseitigen Förderung von Schad- und Krankheitserregern zu sehen. Durch Fruchtwechsel oder Mischkulturen können die hygienischen Funktionen der Mikroorganismengesellschaften wiederhergestellt werden und aggressive Pathogene unterdrückt werden (z. B. Olsson und Gerhardson, 1992; Johnson et al., 1992)

Interaktionen von Bodenorganismen und Pflanze

Die Zusammensetzung und Aktivität der Bodenlebewesen wird sowohl direkt als auch indirekt von den Nutzpflanzen beeinflußt. Dabei sind vier Faktoren entscheidend: Menge, Qualität, Zeitpunkt und Verteilung der anfallenden organischen Substanz, die über Ernterückstände, die Wurzelmassen oder Wurzelexsudate gebildet wird. Mikroklimatische Effekte der Vegetation beeinflussen die Umsatzdynamik der Bestandesabfälle. Da die Lebensgemeinschaft der Zersetzer auf Teile und Stoffgruppen der organischen Substanz spezialisiert ist, verändert der Anbau in Mono- oder Dauerkultur auch die Zusammensetzung und die Populationsstärke der Zersetzergemeinschaft. Bislang existieren aber keine systematischen Studien, die einen Funktionsverlust durch diese Eingriffe sicher nachwiesen. Es wird jedoch angenommen, daß die Diversität der Zersetzer für die Stabilität der Stoffkreisläufe und deren raum-zeitlicher Verkoppelung der beteiligten Prozesse (beispielsweise N und P) verantwortlich sind (Collins et al., 1992; Potthoff, 1999).

Funktion von Produktionsverfahren
Zahlreiche Vergleiche zwischen Intercroppingverfahren und dem Anbau in Monokultur (z. B. Trenbath, 1974; Francis, 1986; Vandermeer, 1989) belegen, daß die Erträge beim Anbau mehrerer Arten zu 90% die Erträge beim Anbau in Monokultur erreichen oder übertreffen können – und dies bei vermindertem Einsatz von Agrochemikalien. Gründe hierfür werden zum einen in direkten Pflanzeninteraktionen gesehen, zum anderen wird die positive Beeinflussung der Herbivoren- und Zersetzersubsysteme als Grund für die erhöhte Produktivität angesehen (Vandermeer, 1989; Vandermeer et al., 1998). Darüber hinaus bestehen positive Effekte bezüglich der Winderosion (McLaughlin und Mineau, 1995) und der Wasserinfiltration. Es ist daher möglich, eine höhere biologische Vielfalt bei gleichzeitig hohem Ertragsniveau zu erhalten. Wo allerdings das optimale Verhältnis zwischen der Anzahl angebauter Pflanzenarten sowie der Systemstabilität und der Produktivität liegt, ist bislang kaum bekannt. Hypothesen gehen von einer hyperbolischen Funktion aus, deren Optimum bei einer Zahl von 5–30 angebauten Pflanzenarten liegen könnte (Swift und Anderson, 1992). Doch nicht nur die Anzahl der angebauten Pflanzen, sondern auch deren Artenzusammensetzung ist von entscheidender Bedeutung für die Produktivität und die Stabilität der Ökosysteme.

Neben diesen On-Site-Effekten wirkt der Verlust von γ-Diversität in der Kulturlandschaft, beispielsweise durch Wegfall von Lebensräumen in Saum- oder Inselbiotopen für Nützlinge als Off-site-Effekt zurück auf die Selbstregulationsmöglichkeiten von Agrarökosystemen (z. B. Holling et al., 1995; Baudry, 1989).

E 3.3.4.9
Tierproduktion und biologische Vielfalt

Nutztiere tragen wesentlich zur Sicherung der menschlichen Ernährung bei (Tab. E 3.3-7), sie wirken sich aber auch in starkem Maß auf die terrestrischen Ökosysteme aus und treten in Teilen auch als Konkurrenz des Menschen um pflanzliche Nahrung auf.

Rund 22 Mio. km^2 oder etwa 60% des weltweit vorhandenen Dauergrünlandes sind durch Weidesysteme geprägt. Größere Teile des Weidelandes, ca. 6,8 Mio km^2 oder rund 28% sind bereits heute durch Überweidung degradiert. Die Weidewirtschaft umfaßt etwa 360 Mio. Rinder (davon rund die Hälfte in humiden Savannen) und etwa 600 Mio. Schafe und Ziegen (zumeist auf semiariden-ariden Grasländern). Weltweit entfallen nur knapp 9% der Rindfleischproduktion und rund 30% der Schaf- und Ziegenfleischproduktion auf die Weidewirtschaft. Für etwa 100 Mio. Menschen in den ariden Regionen ist die Tierproduktion jedoch eine wesentliche Überlebensquelle.

Weidesysteme weisen in vielen Regionen nur ein verhältnismäßig geringes Potential zur Intensivierung und Produktionssteigerung auf, da das Degradationsrisiko sehr groß ist. Intensive hochproduktive Weidewirtschaft wirkt durch hohe Düngergaben, hohe Besatzdichten und wenige, nährstoffreiche Futtergräser biodiversitätsmindernd und birgt zudem die Gefahr, die biologischen Vielfalt von Nachbarökosysteme durch Eutrophierung oder Versauerung negativ zu beeinflussen.

An ertragsschwache Standorte angepaßte Tierrassen sind nicht so produktiv und werden häufig durch hochproduktive oder exotische Rassen ersetzt. Von gegenwärtig 2.719 erfaßten Haustierrassen werden 391 als gefährdet eingestuft (Tab. D 3.4-1). Besonders hoch ist der Anteil der gefährdeten Landrassen in Europa und Nordamerika.

Der Bedarf an tierischer Nahrung wächst ständig, damit einher geht der Trend zu räumlich konzentrierten intensiven Produktionsverfahren. Die industrielle Tierproduktion in spezialisierten Betrieben hat im Vergleich zu den traditionellen Mischbetrieben zwischen 1990–1995 die doppelte bzw. 6fache Steigerungsrate (Sere und Steinfeld, 1996) erfahren. Dies kommt auch in dem besonders starken Anstieg der Geflügelproduktion zum Ausdruck. 1996 stammte bereits mehr als die Hälfte der Schweinefleisch- und Geflügelproduktion, sowie 10% der Rindfleischproduktion aus intensiven Produktionssystemen. Dies entspricht etwa 43% der globalen Fleischproduktion.

Durch diese Entwicklung war es möglich, daß einerseits keine zusätzlichen Weideflächen benötigt wurden, andererseits wurden bei diesen Produktionsverfahren hochwertige Futtermittel benötigt, die zum Teil der menschlichen Versorgung entzogen werden. Um den wachsenden Bedarf zu befriedigen, wird sich dieser Trend fortsetzen. Damit wird dieser Produktionszweig

Tabelle E 3.3-7
Weidesysteme und Tierbestand in verschiedenen Ökozonen.
Quelle: FAO, 1998b

Weidesysteme	Fläche [Mio. km^2]	Einwohner [Mio.]	Rinder [Mio.]	Schafe und Ziegen [Mio.]
Arides und semiarides Weideland	9,89	182	116	280
Temperates und tropisches Hochland	5,13	189	81	185
Subhumide und humide Savannen	6,06	332	197	146

zunehmend von den Landressourcen entkoppelt, ist also auf Futtermittelimporte angewiesen.

Der Bedarf an Kraftfutter steigt mit der zunehmenden Intensivierung der Tierproduktion und der Verlagerung zur Schweine- und Geflügelproduktion als Hauptkonsumenten von Kraftfutter. Futtermittelanbau erfolgt vorrangig auf Flächen mit hohem Produktionspotential und in intensiven Anbausystemen. Etwa 3 Mio. km^2 oder etwa 21% der Ackerfläche dienen als Anbaufläche für Tierfutter. 32% der Getreideproduktion (Mais, Gerste, Weizen) dienen als Tierfutter. Diese 32% werden aber auf nur 20% der Fläche für den Getreideanbau produziert, also auf eher produktionsstarken Standorten (Steinfeld et al., 1997).

Indem Teile der produktiven Standorte für den Futtermittelanbau eingesetzt werden, muß der Nahrungsmittelanbau auf ertragsschwächere Standorte ausweichen. Dies und der zunehmende Bedarf führen zu erhöhtem Nutzungsdruck auf benachbarte natürliche Ökosysteme und zum Verlust biologischer Vielfalt.

Die Tierproduktion ist zu einem großen Anteil mitverantwortlich für den Verlust des tropischen Regenwaldes durch Umwandlung in Weide- und Ackerland. Dies gilt jedoch nur für Südamerika, wo nach Bruenig (1991) etwa 44% der Flächenverluste auf die Tierhaltung zurückzuführen sind, während die Konversion in Ackerland für den Hauptanteil der Waldverluste in Asien und Afrika verantwortlich ist (Kap. G).

Tierproduktion kann aber auch biodiversitätsfördernd wirken. In tropischen Agrarsystemen mit geringer Nährstoffausstattung kann die Tierproduktion zur Ertragssicherung beitragen, und die Produktivität der Akkerflächen erhöhen, indem Nährstoffe und organische Substanz für die Ackerflächen bereitgestellt werden. Die Schaffung von Mischbetrieben ermöglicht diversifizierte Anbausysteme, eine Verbesserung der Nährstoffkreisläufe und damit höhere Flächenerträge. Dies setzt den Expansionsdruck auf benachbarte Flächen herab. Eine Diversifizierung des Anbaus erhöht auch die Diversität der mit ihr assoziierten Lebensgemeinschaften. Man kann mit dieser Wirtschaftsform jedoch nur zur Verbesserung des Nährstoffkreislaufs in einem Nutzungsystem beitragen, nicht den Nährstoffgehalt an sich erhöhen. Letzteres wurde für die Heidebauernschaft in Kap. E 2.1 beschrieben. Hier war die erzeugte Diversifizierung des Anbaus durch Nährstoffkonzentration eine Folge von weitreichenden Degradationserscheinungen der Weide- und Waldflächen.

E 3.3.4.10
Multifunktionale Landnutzung

Bei gegenwärtig 6 Mrd. und in absehbarer Zukunft 10–12 Mrd. Menschen ist der Bedarf an Biomasse für Nahrungsmittel gewaltig. Auf unabsehbare Zeit müssen jährlich viele Milliarden Tonnen pflanzlicher und tierischer Substanz bereitgestellt werden. Diese Massen werden von nur wenigen Pflanzen- und Tierarten erbracht, wozu große Flächen an kultivierbarem Land erforderlich sind (Kap. D 3.4 und E 3.3.4.1) Um überleben zu können, sind die Menschen gezwungen, sich modernster Technik zu bedienen, um eine hochproduktive, aber auch nachhaltige Landnutzung zu entwickeln und zu erhalten. Dabei müssen die Degradationen von Böden verhindert und die sich ständig evolutiv entwickelnden Konkurrenzorganismen wie Unkräuter, Schädlinge oder Krankheitserreger unter Kontrolle gehalten werden.

Bisher wurde dies erreicht durch die Selektion und züchterische Bearbeitung von ertragreichen und resistenten Sorten sowie den Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln. Zukünftig muß aber auch die „grüne“ Gentechnik vorurteilsfrei als Möglichkeit zur Lösung der wachsenden Probleme geprüft werden. Die damit möglicherweise verbundenen Risiken sind durch entsprechende Prüfverfahren und Kontrollen zu minimieren (WBGU, 1998a). Zur Reduktion der physikalischen und chemischen Bodendegradation müssen neue Verfahren der Bodenbearbeitung gefunden werden. Dabei muß vor allem der Einsatz des wendenden Pflugs, der jahrtausendelang zur Saatbeetbereitung und Unkrautbekämpfung eingesetzt wurde, durch andere Geräte ersetzt werden, die die Böden weniger erosionsanfällig machen.

Wie in den vorhergehenden Kapiteln gezeigt wurde, liegt das Potential einer erhöhten Produktion biologischer Ressourcen im wesentlichen in der Erhöhung der Flächenproduktivität oder in der Substitution von terrestrisch erzeugten Rohstoffen und Nahrungsmitteln.

Eine Möglichkeit auf globaler Ebene, das Ertragspotential verschiedener Standorte und Regionen abzuschätzen, bietet die Nettoprimärproduktion der natürlichen Vegetation. Unter der Nettoprimärproduktion (NPP) versteht man die während eines Jahres pro Flächeneinheit durch die Primärproduzenten gebildete Biomasse. Es handelt sich um eine Nettogröße, da von der Bruttoproduktion die Verluste, die durch die Pflanzenatmung auftreten, abgezogen werden. Die NPP ist deshalb ein guter Indikator für das Ertragspotential des Standortes, da sich die natürlichen Pflanzengesellschaften der jeweiligen Ökosysteme über sehr lange Zeiträume an die Standortbedingungen angepaßt und dabei die Biomasseproduktion optimiert haben.

Die NPP der natürlichen Ökosysteme ist nicht gleichmäßig über die Landoberfläche verteilt, sondern weist Zonen unterschiedlicher Produktivität auf. Der innere tropische Bereich ist mit Ausnahme des Horns von Afrika als Zone hoher und höchster Produktivität der Landbiosphäre ausgewiesen. Im subtropischen und temperaten Bereich sind ebenfalls Großregionen mit hoher und sehr hoher Primärproduktion vorhanden, hier ist das Bild aber weitaus differenzierter. Abb. E 3.3-8 zeigt die globale Verteilung der NPP. Hierbei handelt es sich um modellierte Daten, die eine Mittelung aus 17 globalen

E **Vielfalt der Landschaften und Ökosysteme**

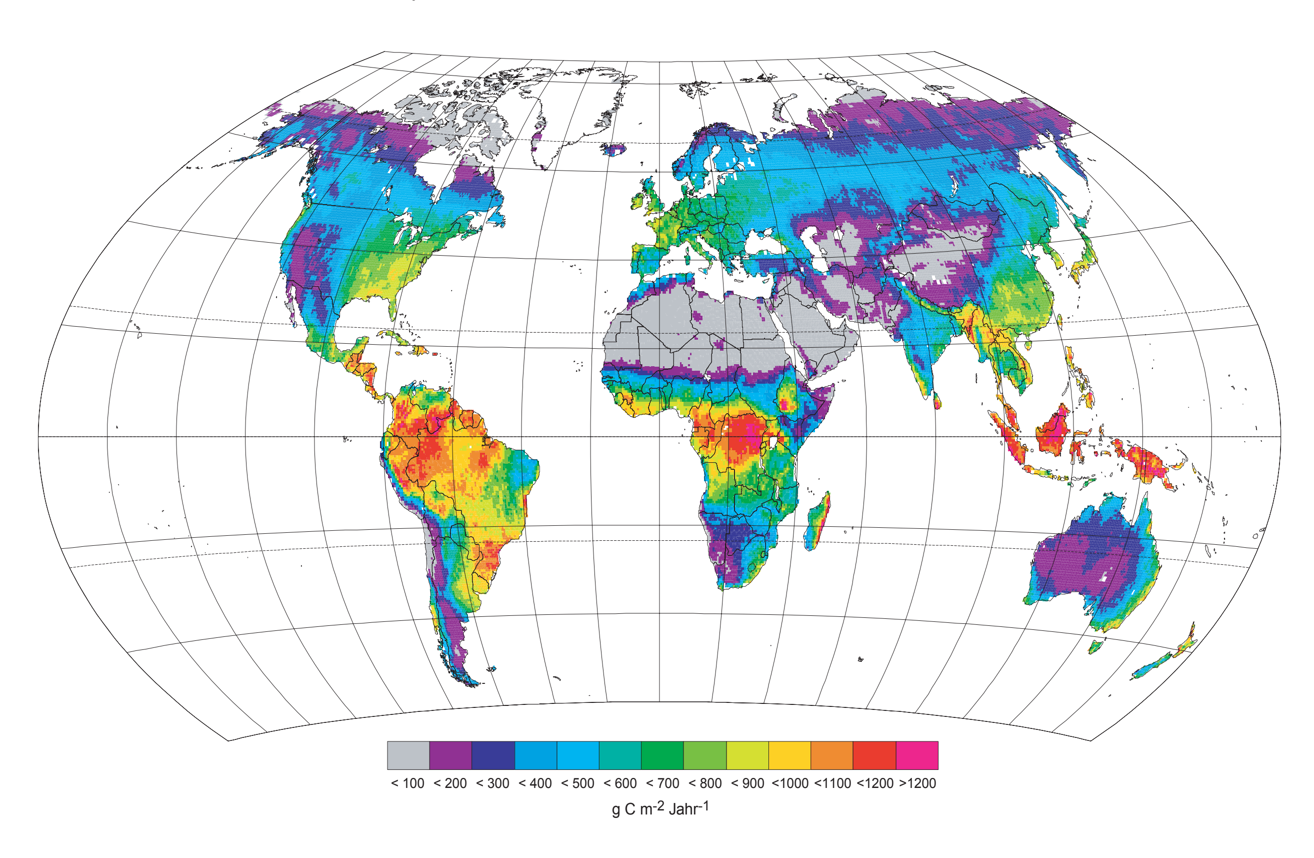


Abbildung E 3.3-8
Globale Verteilung der Nettoprimärproduktion (NPP), dargestellt als Mittelung aus 17 globalen Vegetationsmodellen.
Quelle: Cramer et al., 1999b

Vegetationsmodellen darstellen. Diese Vorgehensweise minimiert die Unterschiede in der räumlichen und zeitlichen Zuweisung der Nettoprimärproduktion, die bei den verschiedenartigen Vegetationsmodellen auftreten. Neben der Sonnenstrahlung, der Temperatur, der Niederschlagsmenge und -verteilung hängt die NPP stark von der Fruchtbarkeit der Böden ab. Der Kohlenstoff ist eng mit der organischen Substanz des Bodens (Humus) verknüpft und kann als Indikator für den organischen Träger der Bodenfruchtbarkeit angesehen werden. Es zeigt sich, daß die Fruchtbarkeit der Böden der Tropen im wesentlichen auf der organischen Substanz beruht, während im temperaten Klimabereich sowohl der mineralischen als auch der organischen Komponente große Bedeutung zukommt. Dies hat Konsequenzen für die Produktivität land- und forstwirtschaftlicher Kulturen, da die organische Substanz in Böden schneller und intensiver auf den Eingriff des Menschen reagiert als deren mineralische Substanz. Der starke Rückgang der NPP nach der Inkulturnahme (Beweidung, Ackerbau, Plantagen) durch den Menschen beruht u. a. auf folgenden Ursachen:

- Der Anbau von Monokulturen oder von stark vereinfachten Fruchtfolgen führt zu Entkopplungsprozessen im Stoffhaushalt und damit zur Nährstoffverarmung und Versauerung.
- Der Export von Biomasse und deren bedingte Rückführung verstärkt die vorgenannten Prozesse.
- Die Bodenbearbeitung führt zum Humusabbau und damit zum Abbau von Wasser- und Nährstoffspeichern sowie Gefügestabilisatoren.
- Der Schädlingsbefall erhöht sich bei einheitlichen Beständen.
- Die zunehmende Homogenität reduziert die Nützlinge.
- Intensive Beweidung reduziert die Diversität und die Dichte der Pflanzenbestände.
- Die Anpassung der Kulturpflanzen an die jeweiligen Standortbedingungen ist in der Regel nicht so gut wie diejenige nativer Pflanzen.
- Symbiosen werden zerstört.
- Angepaßte Kulturpflanzen werden zunehmend durch ertragreichere, aber weniger gut angepaßte Züchtungen ersetzt.
- Das zeitweise Fehlen einer geschlossenen Pflanzendecke oder die Auflichtung von Pflanzenbeständen erhöht die Bodendegradation.
- Das Abbrennen von Bestandesabfällen führt zu Nährstoffverlusten und zur Minderung der biologischen Vielfalt.
- Das Befahren der Böden mit Maschinen verdichtet die Böden und zerstört deren Regelungsfunktionen für den Wasser- und Stoffhaushalt.

Ein Vergleich der mit Kulturpflanzen erzielten tatsächlichen Biomasseerträge mit denen der natürlichen Vegetation macht deutlich, daß in großen Teilen der Welt die NPP der Kulturpflanzen nur etwa 10–20% des Produktionspotentials der natürlichen Vegetation erreicht (Esser, 1993). Nur dort, wo Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und geeignete Sorten eingesetzt werden, wird das Niveau der natürlichen NPP erreicht oder gar übertroffen. In diesen Regionen sind die Steigerungen der Produktivität aber häufig mit zusätzlichen Umweltbelastungen und einem deutlichen Rückgang der biologischen Vielfalt verbunden.

Es ist also weltweit ein erhebliches Potential für Ertragssteigerungen vorhanden, ohne daß es zu einer größeren Ausdehnung der Nutzflächen zu Lasten anderer Ökosysteme kommen müßte (WBGU, 1994). Aus ökologischen Gründen muß daher die Forderung gestellt werden, daß der steigende Bedarf an Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen in erster Linie durch standortangepaßte Intensivierung bereits bewirtschafteter Flächen gedeckt wird. Nur so kann verhindert werden, daß zunehmend natürliche Ökosysteme vernichtet werden, mit negativen Folgen für die biologische Vielfalt sowie die biogeochemischen Kreisläufe der Erde und Risiken für die Biosphäre insgesamt.

Die Verteilung der NPP verdeutlicht auch, daß in den Entwicklungsländern die Fruchtbarkeit der Standorte häufig sehr gering ist und darüber hinaus überwiegend auf der organischen Bodensubstanz, d. h. auf einem labilen Pool beruht. Dies bedeutet, daß menschliche Eingriffe in diese leicht verletzbaren Systeme häufig problematisch sind. Ein direkter Vergleich mit den Eingriffen in stabilere Systeme im temperaten Klimabereich ist deshalb irreführend. Daher darf die Rodung temperater Wälder in der Vergangenheit nicht in jedem Fall mit der Rodung der Regenwälder gleichgesetzt oder gar als Argument für die Abholzung der letzteren verwendet werden.

Andererseits muß aber auch gegen den Mythos angegangen werden, daß sich die Böden der Tropen generell nicht zur intensiven und nachhaltigen Landnutzung eignen (FAO, 1993). Bei genauer Standortanalyse und bei Berücksichtigung der standortspezifischen Faktoren ist es durchaus möglich, auch in diesen Regionen auf großen Flächen eine nachhaltige und umweltschonende Landbewirtschaftung zu praktizieren. Etwa 57% der Böden in den Tropen gehören nicht zu den typischen „tropischen Böden“ wie Oxisols und Ultisols; der Anteil der als fruchtbar eingestuften Böden beträgt in den Tropen etwa 24%. Im Vergleich dazu beträgt deren Anteil im temperaten Bereich auch nur rund 27%.

Die weltweite Erfassung der potentiell kulturfähigen Böden („Gunstböden“) muß daher vorrangig verfolgt und verbessert werden. Zur Beschleunigung der Erhebung sollten feldgestützten Erhebungen mit modernen Methoden der Erdbeobachtung gekoppelt werden. Nur auf einer solchen Basis kann eine standortgerechte, nachhaltige und umweltschonende Bodennutzung mit hohem Ertragspotential entwickelt werden. Um die Umsetzung einer standortgerechten und nachhaltigen Bewirtschaftung zu gewährleisten, müssen begleitende Monitoringprogramme entwickelt und realisiert werden. Diese Programme müssen langfristigt angelegt sein, da nur so schleichende Veränderungen der Biosphäre erkannt werden können.

E 3.3.4.11 Leitbild

Soll das Ziel einer hochproduktiven Landnutzung mit den Prinzipien der Nachhaltigkeit und der Umweltschonung in Einklang gebracht werden, so muß ein generelles Leitbild formuliert werden, an dem sich die zu entwickelnden Nutzungsstrategien orientieren können.

Dieses Leitbild darf nicht, wie in der Vergangenheit, überwiegend produktionsorientiert oder, wie dies häufig der Fall war, allein auf einzelne Komponenten oder Organismen beschränkt sein, sondern muß alle Funktionen von Ökosystemen gleichberechtigt mit einbeziehen, d. h. es muß *multifunktional* sein. Weiter müssen auch die von genutzten Ökosystemen ausgehenden Belastungen terrestrischer und aquatischer Nachbarsysteme sowie des Grundwassers und der Atmosphäre berücksichtigt werden. Zukünftige Nutzungen sollen nicht nur ökonomisch nachhaltig sein, sie müssen auch umweltschonend und sozialverträglich sein. Dies können sie nur, wenn sie standortgerecht sind. Die Ableitung eines Leitbildes allein genügt jedoch nicht, sondern es müssen auch praktikable Instrumentarien entwickelt werden, welche die Umsetzung der Ziele möglich machen. Hierfür gilt es, Indikatorsysteme zu entwickeln, die den regional unterschiedlichen Ursache-Wirkungsmechanismen Rechnung tragen und damit weit über die bisher verfolgten Ansätze hinaus gehen. Erst damit eignen sie sich für die Bewertung einer multifunktionalen Landnutzung.

Der Beirat wählt bewußt die Bezeichnung „multifunktionale Landnutzung“, weil in ihr alle von ihm für wichtig erachteten Elemente der Nutzung enthalten sind. Zukünftige Formen der Landnutzung müssen die Vielfalt der abiotischen und biotischen Faktoren am Standort beachten und auf langfristige Nutzbarkeit ausgerichtet sein. Von der Nutzung selbst dürfen Nachbarsysteme nicht übermäßig belastet werden, d. h. sie müssen umweltschonend sein. Multifunktionalität bedeutet, daß die Naturfunktionen (Lebensraum und Regelung des Stoff- und Energiehaushaltes) und die Kulturfunktionen (Produktion und Sozialleistungen) gleichberechtigt behandelt werden. Andere Begriffe wie z. B. „ökologische Landnutzung“ oder „ökologischer Landbau“ werden nicht verwendet, weil sie entweder nicht mit dem hier vorgeschlagenen Ansatz identisch sind oder weil sie international anders definiert werden. Eine

stichwortartige Zusammenstellung der Leitlinien dieser multifunktionalen Nutzung nachwachsender Ressourcen findet sich in Kasten I 1.1-1.

Die weltweite Einführung derartiger Strategien der Landnutzung verspricht um so erfolgreicher zu sein, je eher diese Praktiken auch in den Industrieländern realisiert werden und je eher ihr ökologischer und ökonomischer Nutzen dort nachweisbar wird. Der Ansatz der multifunktionalen Landnutzung befindet sich als „MFCAL Approach“ (Multifunctional Character of Agriculture and Land) auch durch die FAO in der internationalen Diskussion und war zentraler Gegenstand der im September 1999 abgehaltenen Konferenz in Maastricht (FAO, 1999a). Der Beirat empfiehlt, die Bundesregierung möge sich dafür einsetzen, daß die Prinzipien der multifunktionalen Landnutzung flächendeckend in die land- und forstwirtschaftliche Praxis überführt werden. Weiter möge sie sich dafür einsetzen, daß die betriebs- und volkswirtschaftliche Gesamtrechnung in der Weise verändert wird, daß in den Bilanzen bisher nicht auftauchende Guthaben wie die biologische Vielfalt, die Qualität des Grund- und Oberflächenwassers und die Fruchtbarkeit der Böden mit in die Berechnung einbezogen werden. Darüber hinaus sollte geprüft werden, wie sich die „Wüstenkonvention“ zu einer umfassenden Konvention zum Schutz der Böden erweitern ließe (WBGU, 1994; Kasten E 3.3-7).

Die zu entwickelnden Nutzungsstrategien zeichnen sich durch einen hohen, vom Standort abhängigen Arbeitseinsatz aus. In großen Teilen der Welt ist die notwendige Steigerung der Erträge bei gleichzeitigem Boden- und Umweltschutz nur durch die Kombination von integrierter Acker-, Vieh- und Holzwirtschaft mit dem notwendigen Einsatz von angepaßter Agrartechnik, angepaßten Kulturpflanzen und Haustieren sowie dem optimierten Einsatz von Agrochemikalien zu erreichen. Ein vollständiger Verzicht auf die letztgenannten Produktionsfaktoren hieße, eine Produktion auf niedrigem Ertragsniveau zu betreiben und damit zwangsläufig eine zusätzliche Ausdehnung der Nutzflächen zu Lasten natürlicher Wald- und Graslandschaften zu befürworten (Walker und Steffen, 1997). Eine multifunktionale Landnutzung sollte nicht mit Dogmen belegt werden, sie sollte vielmehr pragmatisch und ergebnisorientiert sein und flexibel neue Erkenntnisse der Forschung integrieren.

Wesentlich für die Betrachtung ist, daß eine multifunktionale Landnutzung und die damit verbundenen Einrichtungen, Meliorationen und Schutzmaßnahmen mit Investitionen verbunden sind, die sich erst in längeren Zeiträumen rechnen. Dies bedeutet, daß erst bei niedrigen Kapitalzinsen, angemessenen Löhnen und kostendeckenden Preisen mit einer großflächigen Anwendung dieser Nutzungsstrategien zu rechnen ist. Betrachtet man die heutige Situation auf der Erde, so ist festzustellen, daß diese Voraussetzungen in vielen Ländern nicht gegeben sind.

Ein dringendes Erfordernis für die weltweite Einführung einer multifunktionalen Landnutzung sind daher Preise, die die Kosten für den Bodenschutz, den Umweltschutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt enthalten müssen.

Nutzungsbedingte Eingriffe in Ökosysteme erfolgen immer mit dem Ziel, Erträge pflanzlicher oder tierischer Herkunft zu erwirtschaften. Je nach dem gewünschten Ziel können die Eingriffe extensiv oder intensiv sein und sie können fördernd, erhaltend oder zerstörend auf Systemkompartimente wirken. Durch die Eingriffe kann je nach Standort die Diversität auf Arten und Ökosystemebene erhöht werden, wie dies am Beispiel Mitteleuropas gezeigt wurde, oder auch drastisch reduziert werden, wie dies in Amazonien der Fall ist.

Als „Maßstab“ für das Potential eines Standortes, Biomasse zu bilden, wurde die NPP angeführt. An ihr kann sich das theoretische Ertragspotential orientieren. Ob letzteres erreicht wird oder nicht, hängt entscheidend von dem gewählten Anbauverfahren und den verfügbaren Ressourcen ab.

Betriebliche Rahmenbedingungen, Sortenwahl, Bestandesführung und die Maßnahmen für die Verlustminderung wirken sich alle auch auf die biologische Vielfalt des jeweiligen Standortes aus. Eine „Verträglichkeitsprüfung“ sollte die Nebeneffekte neuer Nutzungsstrategien vor deren Einführung abschätzen (Art. 14 CBD).

Für die Bewertung der Wirkungen der Landnutzung auf der Ebene von Ökotopen, Landschaften oder Regionen bietet sich der Ansatz der kritischen Einträge, Eingriffe und Austräge an, die der Beirat (WBGU, 1994) vorgestellt hat. Gemessen wird die Kritikalität der drei Faktoren an kritischen Zuständen oder Funktionen der Ökosysteme oder ihrer Komponenten. Ziel muß es sein, zukünftig auch für die biologische Vielfalt kritische Zustände und Funktionen abzuleiten, die durch die Nutzung nicht überschritten werden dürfen. Auf dieser Basis ließe sich der Ansatz in das Leitplankenkonzept des WBGU (1998a) integrieren (Kap. I 1)

Zu den notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung oder zur Wiederherstellung der biologischen Vielfalt zählen auch die Aufforstung und Wiederaufforstung degradierter Waldlandschaften. Das Kyoto-Protokoll ermöglicht über den Weg der Zertifizierung der CO_2-Senken, die Förderung der Regradation von Wäldern. In einem ökologisch sinnvollen Umfang sollten daher diese Maßnahmen unterstützt werden.

Eine Möglichkeit, die multifunktionale Landnutzung zu fördern, besteht in der Zertifizierung entsprechender Nutzungsstrategien und der Kennzeichnung ihrer Produkte (Kasten E 3.3-8; Kap. I 2.4). Damit hätten Konsumenten die Möglichkeit, über den Kauf gekennzeichneter Produkte aus der Land- und Forstwirtschaft die multifunktionale Landnutzung zu fördern. Bisher hielten sich die Erfolge dieses Ansatzes in Grenzen oder hatten nur lokale und regionale Wirkung, da der Verbraucher noch immer das billigere Produkt bevorzugt, selbst wenn ihm

Kasten E 3.3-7

Erweiterung der Desertifikationskonvention zu einer globalen Bodenkonvention: Probleme und Perspektiven

Der Beirat hat in der Vergangenheit mehrfach darauf hingewiesen, daß die Zerstörung der Böden in der Öffentlichkeit bisher nur wenig wahrgenommen wird (WBGU, 1999a). Bodendegradation ist aber, wie vom Beirat bereits mehrfach betont und ausgeführt (WBGU, 1994, 1998a, b), ein globales Problem. Während zum Schutz von Klima und biologischer Vielfalt globale Konventionen ausgehandelt worden sind, umfaßt das „Übereinkommen der Vereinten Nationen zur Bekämpfung der Wüstenbildung in den von Dürre und/oder Wüstenbildung schwer betroffenen Ländern, insbesondere in Afrika" (im folgenden Desertifikationskonvention oder CCD) nur einen Ausschnitt der weltweiten Bodendegradation. Zwar ist die CCD hinsichtlich der Beitrittsmöglichkeit global ausgerichtet (z. B. wurde sie auch von Deutschland unterzeichnet), ihr Geltungsbereich ist jedoch auf Trockengebiete beschränkt. Daher hat der Beirat in seinem Jahresgutachten 1994 die Weiterentwicklung der Desertifikationskonvention zu einer globalen Bodenschutzkonvention empfohlen (WBGU, 1994). Diesen Vorschlag griff die „Tutzinger Initiative für eine Bodenkonvention" auf und legte 1998 einen ersten viersprachigen Entwurf für ein „Übereinkommen zum nachhaltigen Umgang mit Böden" vor (Tutzinger Projekt „Ökologie der Zeit", 1998). Dieser Entwurf befindet sich in der Diskussion und wird weiterentwickelt. Denkbar wäre die Verabschiedung eines Protokolls zu einer bestehenden Konvention, die Erweiterung der CCD zu einer globalen Bodenkonvention oder die Schaffung einer Bodenkonvention neben der CCD. Allerdings erscheint die Schaffung einer globalen Bodenkonvention neben der CCD aus Effizienz- und Effektivitätsgründen nicht sinnvoll. Im folgenden werden daher Möglichkeiten und Probleme bei der Erweiterung der CCD zu einer globalen Bodenkonvention aufgezeigt, was zweifellos ein Novum in der Entstehungsgeschichte von Umweltkonventionen darstellen würde. In jedem Fall, ob Protokoll- oder Erweiterungslösung, ist eine solche Initiative nicht gegen die Interessen der Entwicklungsländer durchsetzbar.

Die Desertifikationskonvention ist die entwicklungspolitisch bedeutsamste unter den drei „Rio-Konventionen". Zentraler Bestandteil ist neben dem Bodenschutz in Trockengebieten die Armutsbekämpfung (Pilardeaux, 1997, 1999). Da kein anderes UN-Übereinkommen einen solch ausdrücklich entwicklungspolitischen Bezug aufweist (es gibt ja keine „UN-Entwicklungskonvention"), müßten die Belange der Entwicklungsländer berücksichtigt werden, d. h., daß der Entwicklungsaspekt und damit die Möglichkeit zur Einforderung finanzieller Unterstützung aus dem Norden integriert wird. Ohne eine frühzeitige Einbindung der Entwicklungsländer in diese Überlegungen sind die Erfolgsaussichten der Tutzinger Initiative nur gering.

Den Belangen der Entwicklungsländer steht entgegen, daß die Weiterentwicklung der Desertifikationskonvention zu einer globalen Konvention die Chance erhöhen würde, ein eigenes „Fenster" bei der Globalen Umweltfazilität (GEF) zu erhalten. Damit wären auch mehr Finanzmittel als bisher verfügbar. Seit der Verabschiedung der CCD sind immer wieder Forderungen nach einem solchen „Fenster" für Bodendegradation bei der GEF laut geworden. Im Gegensatz zu ihren beiden „Schwesterkonventionen" ist die CCD vor allem auf die Verwendung vorhandener Mittel aus der bi- und multilateralen Entwicklungszusammenarbeit (EZ) angewiesen. Obwohl durch eine Bündelung und bessere Fokussierung der bi- und multilateralen EZ nach dem „Multi-Source-Funding-Prinzip" theoretisch ein größeres Finanzierungspotential besteht, ist die von den Entwicklungsländern erwartete spürbare Erhöhung der Mittel zur Desertifikationsbekämpfung bislang ausgeblieben.

Auch bei den Industrieländern bestehen Vorbehalte. Dahinter steht in erster Linie die Furcht vor wachsenden finanziellen Verpflichtungen. Bei einer „weltweit gültigen" Konvention würden sich die globalen Bezüge der Bodenzerstörung nur schwer negieren lassen. Dies hätte dann unmittelbare Auswirkungen auf die GEF-Politik. Trotz dieser Vorbehalte lassen sich Tendenzen erkennen, daß sich die CCD bereits auf dem Weg zu einer globalen Bodenschutzkonvention befindet. Zum einen wurde auf der 2. Vertragsstaatenkonferenz der CCD auf Anregung von Rußland, Armenien, Rumänien, Aserbaidschan, Usbekistan, Tadschikistan und Turkmenistan und unter kritischer Beobachtung durch die Entwicklungsländer ein 5. Annex für die „ost- und zentraleuropäische Region" vorgeschlagen. Zur 3. Vertragsstaatenkonferenz 1999 in Recife (Brasilien) wird ein entsprechender Entwurf vorgelegt werden. Es deutet sich also eine Ausweitung auf Regionen an, die nicht mehr nur die Bodendegradation in „ariden, semiariden und trockenen subhumiden Zonen" (also vor allem in Trockengebieten) umfassen.

Zum anderen ist die neue Initiative der GEF zur Desertifikationsbekämpfung ein weiteres Indiz für die wachsende Wahrnehmung der globalen Bedeutung von Bodendegradation. Seit 1994 kann die GEF auch Mittel zur Desertifikationsbekämpfung bereitstellen, wenn davon das Klima oder die Biodiversität betroffen sind. In Dakar (1998) wurde diese Richtungsänderung in der GEF, die neue Initiativen zum Thema Bodendegradation vorstellte, noch einmal bestätigt. Globale Bezüge bestehen nach diesem neuen GEF-Ansatz in zweierlei Hinsicht: Zum einen in der Wechselwirkung zwischen Bodendegradation und der Entstehung biologischer Senken und Quellen für klimawirksame Treibhausgase und zum anderen in der besonderen Bedeutung der Biodiversität in Trockengebieten (Kap I 3.4.2). Letztere wird von der GEF als Schlüsselfaktor für „nachhaltige Entwicklung" angesehen. Der Beirat begrüßt die Diskussion um die Schaffung einer globalen Bodenkonvention und empfiehlt, bodenbezogene Fragen im UNCED-Nachfolgeprozeß und insbesondere im Rahmen kommender Vertragsstaatenkonferenzen vermehrt zur Sprache zu bringen. Durch die Ermittlung potentieller Konfliktfelder und Einwände im Kreis der internationalen Gemeinschaft sollte abgeschätzt werden, welche Hindernisse bei der Umsetzung dieses Vorhabens zu erwarten sind und welche Strategien zur Schaffung einer Konvention für den globalen Bodenschutz entwickelt werden müßten.

bewußt ist, daß es nicht aus nachhaltiger Nutzung stammt. Hier ist zunehmend Aufklärung notwendig, um Verbraucher auch zu umweltgerechtem Handeln zu bringen.

Probleme erwachsen aber auch aus der zunehmenden und unkontrollierten Zentrierung der Menschen und ihrer Aktivitäten auf wenige Ballungsräume. Die damit verbundene raum-zeitliche Trennung von Stoffumsatzprozessen und die Konzentration der Stoff- und Energieströme sind ein wesentlicher Faktor für den Verlust an biologischer Vielfalt. Die Einbeziehung bioregionaler Aspekte in Planungsvorhaben (Kap. E 3.9) und eine Dezentralisierung der Aktivitäten mit einem Netz kleinerer Zentren sollte auch für die multifunktionale Landnutzung von Vorteil sein.

Der Eingriff des Menschen in die Biosphäre im Zuge der Landnutzung stellt eine der großen Gefährdungen für die biologische Vielfalt auf der Erde dar. Die Dyna-

Kasten E 3.3-8

Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung

Die alleinige Konzentration der Waldnutzung auf die Holzproduktion hat die Fähigkeit von Wäldern reduziert, auch andere ökosystemare Leistungen zu erbringen und Produkte zu liefern, auf die die Menschen und die Biosphäre angewiesen sind. Es steht außer Zweifel, daß die Wälder oder große Teile davon auch zukünftig für die Holzproduktion genutzt werden müssen. Soll diese Nutzung jedoch nachhaltig erfolgen, müssen auch die anderen Funktionen von Wäldern berücksichtigt werden (Lebensraum-, Regelungs- und Sozialfunktionen).

Anfang der 90er Jahre, stimuliert durch den vorangegangenen Tropenholzboykott, wurden in Art. 11 der AGENDA 21 Prinzipien einer umweltgerechten Waldentwicklung verabschiedet. Daraus entwickelten sich verschiedene Initiative, die multinational oder international gültige Grundsätze einer nachhaltigen Waldnutzung aufstellten. Neben Regierungsinitiativen und der forstpolitischer Ebene wurden dabei auch Systeme für eine unabhängige Zertifizierung der Waldbewirtschaftung auf der Ebene der Bewirtschaftungseinheit (z. B. Forstbetrieb) entwickelt.

Grundlage all dieser Initiativen ist es, einen Beitrag zur Förderung der nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern zu leisten. Dabei soll Nachhaltigkeit nicht nur bedeuten, daß Holz dauerhaft produziert wird und die Waldflächen erhalten bleiben, sondern daß die Natur- mit den Kulturfunktionen verknüpft werden. Mit der Zertifizierung sollen Beispiele guter Bewirtschaftung im o. g. Sinn hervorgehoben werden mit dem Ziel,

- die Waldbewirtschaftung zu verbessern,
- die Attraktivität des Rohstoffs Holz aus nachhaltig bewirtschafteten Beständen zu verbessern,
- die Authentizität der Herkunft des zertifizierten Produktes zu sichern.

Derzeit gibt es Meinungsverschiedenheiten darüber, ob staatliche oder „unabhängige“ Institutionen die Zertifizierung durchführen sollen.

1993 wurde in Toronto der Forest Stewardship Council (FSC) gegründet, gestützt von Umweltorganisationen, Holzhandel, Forstfachleuten, Organisationen indigener Völker, Waldkorporationen und Zertifizierungsorganisationen. Der FSC ist eine unabhängige, nichtkommerzielle NRO. Bis 1999 wurden ca. 13 Mio. ha vom FSC zertifiziert. Von dieser Fläche liegen 3/4 in Europa und den USA. Mag diese Fläche auch groß erscheinen, so stellt sie bisher nur wenige 100stel% der globalen Waldfläche dar.

1998 wurden bei der Ministerkonferenz in Lissabon die „Pan-Europäischen Leitlinien für die nachhaltige Waldbewirtschaftung“ verabschiedet. Sie sind die Grundlage für die vom Deutschen Forstwirtschaftsrat angeregten Pan-Europäischen Zertifizierungsinitiative (PEFC). Mittlerweile beteiligen sich Organisationen der Forst- und Holzwirtschaft aus verschiedenen europäischen Ländern mit einer Waldfläche von ca. 100 Mio. ha an dieser Initiative (Ripken, 1999). Andere Ansätze, wie die Norm ISO 14001 oder bi- und multilaterale Abkommen haben bisher keinen nennenswerten Einfluß ausüben können.

Bisher stehen sich diese beiden wichtigsten Zertifizierungs-Systeme unversöhnlich gegenüber. Im Sinn der beabsichtigten Förderung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung ist es erforderlich, daß es zu einer Einigung kommt, um dem im Grundsatz richtigen Zertifizierungsansatz zum Durchbruch zu verhelfen.

mik, mit der der nutzungsbedingte Verlust biologischer Vielfalt abläuft, hinterläßt den Eindruck, daß das „Rennen“ bereits verloren ist und nicht gewonnen werden kann. Aus der Sicht des Beirats erscheint es daher dringend geboten, daß sich die Politik vorrangig mit dem Problem des nutzungsbedingten Diversitätsverlustes befaßt und jene Aktivitäten auf internationaler Ebene unterstützt, die zur Lösung des Problems beitragen.

Viel Zeit verbleibt nicht, wenn die riskante und in ihrer Wirkung nicht bewertbare Entwicklung gestoppt werden soll. Rasches und wirksames Handeln ist dringend geboten.

E 3.4
Nachhaltige Nahrungsgewinnung aus aquatischen Ökosystemen

Während in den westlichen Industrieländern Fisch eher als eine willkommene Abwechslung im Speiseplan angesehen wird, stellt er für mehr als eine Milliarde Menschen in Ost- und Südostasien die Hauptproteinquelle dar. Im Gegensatz zu Landökosystemen wird auch heute noch der größere Teil der Nahrung aus aquatischen Lebensräumen durch natürlich nachwachsende Bestände gedeckt. Die Weltfischereiproduktion hat sich seit 1949 verfünffacht und liefert derzeit etwa 15–20% des menschlichen Eiweißkonsums (Alverson et al., 1994). Ihre jährliche Zuwachsrate übertraf damit das Bevölkerungswachstum deutlich (Alden, 1999). Der Rohwert der Weltfischereiproduktion betrug 1996 131,3 Mrd. US-$ (Fangfischerei 84,7 Mrd. US-$, Aquakultur 46,6 Mrd. US-$) (FAO, 1998d, e).

Der Anteil der Aquakultur an der insgesamt genutzten aquatischen Biomasse beträgt somit etwa 25%. Gegenwärtig werden nach offiziellen statistischen Angaben der FAO jährlich 121 Mio. t Fische, Krebse und Weichtiere angelandet (FAO, 1998d), davon 87,1 Mio. t aus dem Meer, 7,5 Mio. t aus Flüssen und Seen sowie 26,4 Mio. t aus Zuchtbetrieben (Aquakultur, Marikultur). Zu diesen Zahlen sind ca. 20–27 Mio. t Rückwürfe (discards) sowie eine unbekannte Fangmenge aus statistisch nur ungenügend erfaßten Kleinfischereien zu addieren, so daß die gesamte Weltfischerei derzeit in einer Größenordnung von über 150 Mio. t Jahr^{-1} liegen dürfte. Die Weltfischerei nutzt damit bereits jetzt die aus dem theoretischen Produktionspotential des Ozeans zu erwartenden Erträge weitgehend aus (Hubold, 1999b).

Die in den letzten Jahrzehnten erzielten Ertragssteigerungen bei der Befischung natürlich nachwachsender Bestände beruhten ausschließlich auf der Entwicklung effizienterer Verfahren zur Aufspürung mariner lebender Ressourcen sowie der Verbesserung der Fangmethoden. Die in der Folge aufgetretene Überfischung vie-

ler wichtiger Bestände gefährdet nunmehr aber in zunehmendem Maß die Ernährungssicherheit. Insbesondere einige in Küstenregionen lebende Arten sind in ihrem Bestand bedroht. Selbst bei Erholung der Bestände und Optimierung der Befischung sind höhere Fischerträge für die Zukunft nur innerhalb enger Grenzen zu erwarten.

Eine substantielle Steigerung der Nahrungsmittelproduktion aus dem Wasser ist deshalb nur durch eine Intensivierung der Aquakultur möglich. Allerdings bestehen auch hier schon jetzt grundlegende Probleme: In aquatischen Lebensräumen führt die Zugabe von Nährstoffen mit dem Ziel einer Produktionssteigerung in stärkerem Maß als an Land zu einer Degradation der betroffenen und benachbarten Ökosysteme (Eutrophierung; WBGU, 1998a).

E 3.4.1
Hochseefischerei

Von den 20 wichtigsten befischten Arten sind lediglich Alaska-Seelachs, Hering, Bonito, Kabeljau, Degenfisch, Gelbflossenthun, Tintenfische und Seehecht reine Konsumarten; die anderen werden teilweise oder vollständig für industrielle Zwecke verwendet. Insgesamt wurden Anfang der 90er Jahre 28,5 Mio. t Fisch Jahr^{-1} für die Herstellung von Fischmehl und -öl genutzt. Aus zumeist kleinen, für die direkte menschliche Ernährung nicht geeigneten pelagischen Schwarmfischarten, aus Beifängen sowie aus Fischabfällen der Verarbeitung werden daraus zur Zeit jährlich ca. 6,5 Mio. t Fischmehl und 1,5 Mio. t Fischöl im Wert von 3–4 Mrd. US-$ hergestellt (Barlow, 1996). Unter diesen ist die pazifische Anchoveta (*Engraulis ringens)* bei weitem die wichtigste, deren Anlandungen bis zu 10% des Weltfischertrags erreichen, jedoch extrem starken Schwankungen unterliegen und in El-Niño-Jahren zusammenbrechen können (Arntz und Fahrbach, 1991; Lalli und Parsons, 1997). Das Fischmehl findet zu über 50% als Tierfutter in der Geflügelhaltung Verwendung, zu 20% in der Schweinezucht und zu 25% in der Aquakultur. Fischöle werden als hochwertige Träger von Ω3-Fettsäuren zu 70% in der Nahrungsmittelindustrie (z. B. Margarine, Backwaren) und zu etwa 25% in der Futterherstellung (v. a. für die Aquakultur) verwendet. In Europa betreibt vor allem Dänemark eine bedeutende Industriefischerei in der Nordsee (Hubold, 1997).

Die Entwicklung des Befischungszustands

In einer Einschätzung der 200 weltweit wichtigsten genutzten Fischbestände (77% des Gesamtfangs) kommt die FAO zu dem Schluß, daß heute 35% der Bestände überfischt sind und abnehmende Erträge zeigen (FAO, 1997a). 25% werden auf maximaler, gleichbleibender Höhe befischt, bei 40% der Bestände werden noch Steigerungsmöglichkeiten eingeräumt. In einer neuen Studie kommt der amerikanische National Research Council zu dem Schluß, daß der marine Fischfang „nahe oder möglicherweise bereits über dem maximalen nachhaltigen Niveau“ liege (NRC, 1999). Der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) beurteilte in seiner Herbstsitzung 1997 insbesondere den Zustand der Fischbestände von Scholle, Seezunge, Rotbarsch, Seelachs, Grönländischem Heilbutt und Makrele in der Nordsee bzw. in der Irischen See als sehr kritisch.

Die Überfischung beispielsweise des nordwestatlantischen Kabeljaus hatte die fast vollständige Einstellung der Kabeljaufischerei in Kanada zur Folge; der Gesamtfang hatte sich seit 1988 um 75% verringert, wodurch seit 1991 35.000 Fischer ihren Arbeitsplatz verloren. Ein anderer wertvoller Bestand mit in den letzten Jahren stark zurückgegangenen Fängen ist der Rote Thun (*Thunnus thynnus*) im Atlantik, dessen Ertrag sich in den letzten 20 Jahren um 87% verringert hat. Die Internationale Kommission für die Erhaltung der Thunfischbestände im Atlantik (ICCAT) hat daraufhin 1999 für den Westatlantik eine Gesamtfangmenge von nur noch 2.500 t festgesetzt und diese Menge zugleich für die nächsten 20 Jahre festgeschrieben. Im Ostatlantik (einschl. Mittelmeer) können nur noch 32.000 (1999) bzw. 29.500 t (2000) dieser Art gefangen werden (Anonymus, 1998).

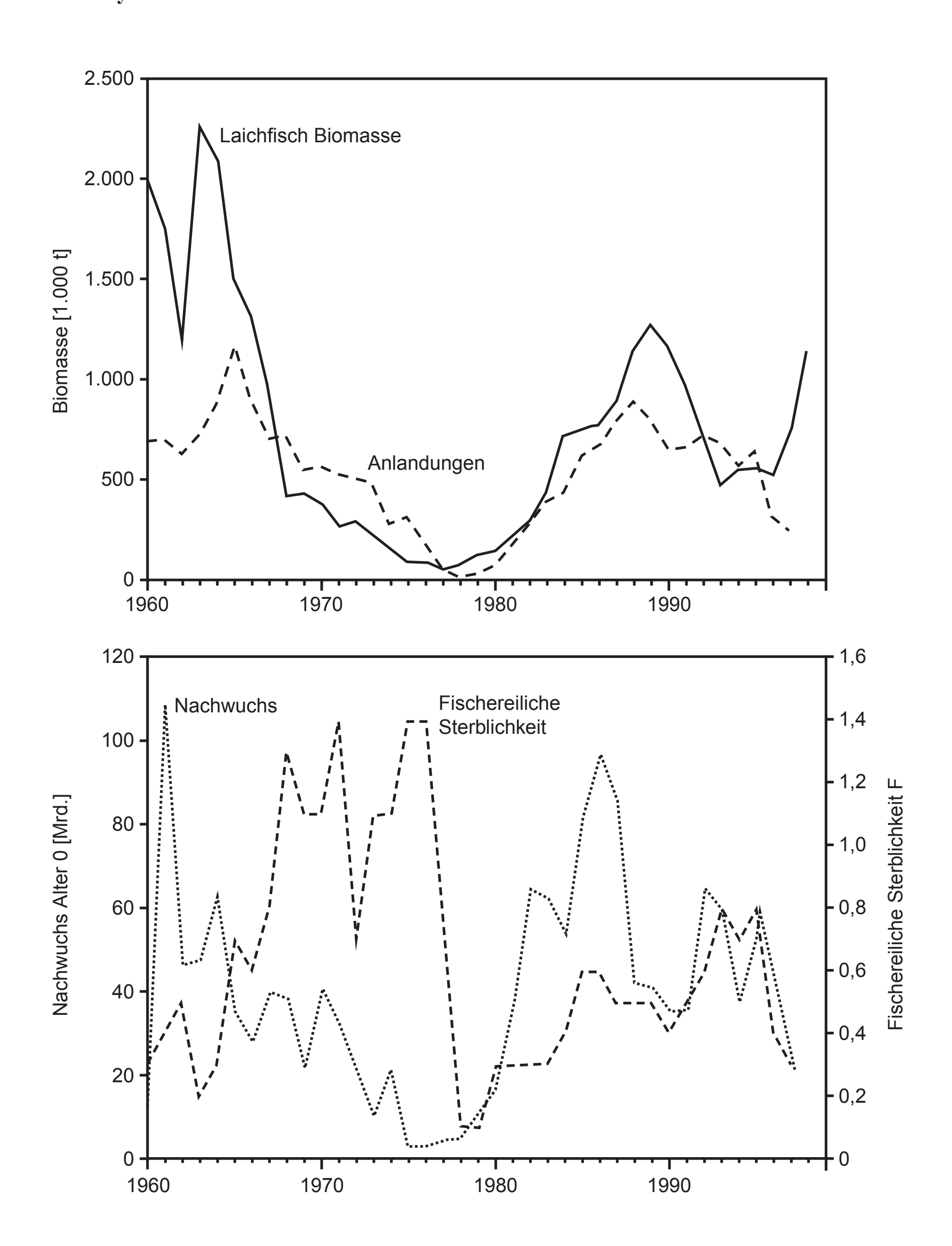
Die erst in den letzten Jahren entstandene Langleinenfischerei auf den Schwarzen Seehecht (*Dissostichus eleginoides* und neuerdings *D. mawsoni*) im südlichen Ozean hat sich in kurzer Zeit zu einer weitgehend illegalen Fischerei entwickelt, in der 60–90% der Gesamtfänge von nicht lizensierten Schiffen entnommen werden. Neben den absehbaren zerstörerischen Auswirkungen auf diesen sehr langsamwüchsigen ozeanischen Fisch werden durch nicht zulässige Fischereipraktiken auch große Zahlen bedrohter Seevögel (v. a. Albatrosse) getötet, die sich an den Ködern festbeißen und ertrinken (BfA, 1998, 1999). In Mißachtung des Übereinkommens über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (CCAMLR) konnten aufgrund der Größe des betroffenen Seegebiets und der zögernden Haltung einiger Mitgliedstaaten (darunter auch Mitgliedstaaten der EU) bisher keine durchgreifenden Maßnahmen zur Beendigung dieser Praktiken eingeleitet werden.

Das Beispiel des Nordseeherings zeigt auf der anderen Seite, daß die auch nur kurzfristige Einstellung der Befischung von potentiell raschwüchsigen Beständen zu deren rascher Erholung führen kann (Abb. E 3.4-1).

Die Entwicklung der Fischfangkapazität

Die Weltfischereiflotte hat sich zwischen 1970 und den 90er Jahren auf geschätzte 3,5 Mio. Einheiten verdoppelt und ihre Effizienz durch technische und organisatorische Maßnahmen zusätzlich gesteigert. Die heutigen hochtechnisierten Fangfahrzeuge können Fische über große Distanzen hydroakustisch orten, die Fangvorgän-

Abbildung E 3.4-1
Die Entwicklung der Heringsbestände der Nordsee und ihrer Befischung zwischen 1960 und 1998.
Quelle: Hubold, 1999a



ge bis hin zur Anzeige der Netzfüllung überwachen und günstige Fangpositionen genau einhalten. Die Flotten operieren oft in großen Verbänden und können kurzfristig ozeanweit zu aussichtsreichen Fanggebieten dirigiert werden. Moderne Fanggeräte, wie z. B. die großen pelagischen Schleppnetze für den Rotbarschfang, haben über 3,5 km Umfang, sind 150 m hoch und 220 m breit (Anonymus, 1997). Fangfabrikschiffe k önnen neben den Zielarten auch Beifänge verarbeiten und tragen damit zur Verringerung des Rückwürfe bei. Das Ausmaß dieser Kapazitätssteigerung übertraf aber die Fangsteigerungen der letzten 20 Jahre erheblich. Damit verschlechterte sich nicht zuletzt auch die ökonomische Gesamtbilanz der Hochseefischerei beträchtlich, so daß die Flotte mit Verlusten von mindestens 15 Mrd. US-$ Jahr^{-1} operiert, die durch Subventionen ausgeglichen werden (Milazzo, 1998). Überkapazitäten der Fischereiflotten werden als wichtigste Ursache für die weltweite Überfischung angesehen. Derzeit betragen die weltweiten Subventionen im Fischereisektor 11–21 Mrd. US-$, in der EU etwa 1,5 Mrd. US-$ (WWF, 1998). Einige Fischereinationen wie z. B. Island sowie Nichtregierungsorganisationen fordern daher den Abbau der staatlichen Subventionierung für Fischereifahrzeuge, denen die Hauptschuld an der Aufrechterhaltung von Überkapazitäten gegeben wird (Paulsson, 1999). Zur Erzielung einer weltweit nachhaltigen Hochseefischerei hält die FAO eine Reduktion der Fischfangkapazität um 30% für erforderlich. Eine WWF-Studie fordert sogar eine Verringerung der Weltfischfangflotte auf ein Drittel.

Beifang und Rückwürfe

Eines der großen, ungelösten Probleme der Fischerei ist der Beifang von nicht erwünschten Arten und in der Folge das Verwerfen dieser Fanganteile. Dabei kann es sich um Fische, Bodentiere, Meeressäuger, Schildkröten oder Meeresvögel handeln (BfA, 1999). Der weltweite Rückwurf unerwünschter Beifänge beläuft sich nach neuesten Schätzungen auf ca. 20 Mio. t Jahr^{-1} und beträgt damit etwa 25% der marinen Fischfänge (Hubold, 1999a).

Durch Anpassung der Fangmethoden können Beifänge von Meeressäugern erheblich verringert werden. So wurden im östlichen tropischen Pazifik bis 1973 jährlich 350.000–654.000 Delphine getötet. Als Ergebnis eines strengen Überwachungsprogramms ist diese Zahl auf ca. 3.000 Jahr^{-1} zurückgegangen, was als nicht mehr bedenklich angesehen wird (Hall, 1996). Der Beifang an Schweinswalen in der dänischen Stellnetzfischerei in der Nordsee liegt aber immer noch bei 7.000 Jahr^{-1} (Kock, 1999). Der Netzeinsatz kann zu einer begleitenden Mortalität, z. B. durch Verletzungen beim Passieren der Maschen führen. Die fischereiliche Nutzung der Zielarten muß daher durch erhöhte Selektivität der Fangmethoden bestands- und umweltschonender gestaltet werden.

Auswirkungen der Überfischung auf den Fortbestand von Arten

Trotz der starken Überfischung ist die Gefahr der Ausrottung von Arten pelagischer Knochenfische wegen ihrer weiten geographischen Verbreitung in der Regel eher gering. Neuere Untersuchungen zeigen allerdings, daß weitverbreitete pelagische Fischarten aus isolierten Populationen bestehen, die sich genetisch stark voneinander unterscheiden können. Daher ist nicht auszuschließen, daß es sich dabei z. T. bereits um echte Arten handelt. Die Überfischung kann somit zu einem Verlust der genetischen Vielfalt führen (Malakoff, 1997). In jedem Fall kommt es durch die Befischung zu einer Verschiebung des Artenspektrums von langlebigen zu kurzlebigen Arten und zu einer Abnahme der biologischen Vielfalt.

Wesentlich kritischer ist die Situation bei den Fischen im Küstenbereich. So sind bereits jetzt einige Korallenfischarten durch starke Überfischung bedroht (Kap. E 2.4). Ähnliches gilt in bezug auf die Befischung der sich nur langsam vermehrenden Knorpelfische, die ihre geringe Nachkommenzahl durch intensive Brutpflege ausgleichen (K-Selektion). Die weltweiten Anlandungen der 400 Hai-, 500 Rochen- und 35 Chimärenarten sind seit 1950 von 272.000 t auf 760.000 t im Jahr 1996 angestiegen. Derzeit gelten 20 Haiarten als überfischt, darunter der Dornhai in der Nordsee und im Nordwestatlantik. Allerdings wären für eine detaillierte Analyse der Situation verbesserte Statistiken wünschenswert.

Unter den Meeressäugern ist vor allem der Rückgang der Großwale infolge des Walfangs alarmierend. Mit Restpopulationen von 100–10.000 Individuen ist bei einigen Glattwalen die genetische Vielfalt und das Überleben der Arten unmittelbar gefährdet.

E 3.4.1.1 Wissenschaftliche Grundlagen für die Sicherstellung nutzbarer Bestände

Ausgangspunkt für die Bekämpfung der Überfischung und für die Regeneration der Fischbestände ist die Ermittlung nachhaltiger Fischerträge. Während sich die technischen Möglichkeiten des Fischfangs in den letzten Jahrzehnten laufend verbessert haben, sind die biologischen und ökologischen Daten der Fangobjekte zum Teil immer noch unzureichend.

Die marine Nahrungskette

Obwohl die Weltmeere 71% der Erdoberfläche bedekken, wird in ihnen mit jährlich 45–60 Gt Kohlenstoff nur etwa die Hälfte der insgesamt auf der Welt gebildeten organischen Substanz produziert (Longhurst et al., 1995). Dies bedeutet, daß pro Flächeneinheit der Ozean im Mittel nur etwa halb so viel produziert wie das Land. Die Nahrungskette verläuft von den im freien Wasser schwebenden Mikroalgen als Primärproduzenten über phytoplanktonfressende Zooplankter und Fische zu räuberischen Fischen, Tintenfischen und Walen. Bei jedem Transferschritt innerhalb der Nahrungskette gehen allerdings 80–90% der mit der Nahrung aufgenommenen Energie verloren. Da Planktonalgen in nährstoff- und damit produktionsreichen Auftriebsgebieten in der Regel größer sind als in produktionsarmen küstenfernen Arealen, ist hier die Nahrungskette kürzer und daher die Gesamttransfereffizienz von den Mikroalgen zu den Fischen mit Werten bis zu 4% höher als in küstenfernen Gewässern, wo sie meist weit unter 1% liegt (Lalli und Parsons, 1997).

Ermittlung nachhaltiger Fischerträge

Wegen der großen Unterschiede in der Struktur mariner Nahrungsketten können – basierend auf Abschätzungen der Primärproduktion des Ozeans – nur grobe Aussagen über potentielle mittlere Fischerträge und auch nur für begrenzte Meeresareale gemacht werden, die in der Regel auf Korrelationsanalysen beruhen. Diese reichen jedoch im Einzelfall als Grundlage für die Bewirtschaftung der Fischbestände nicht aus. Nachhaltige Fischerträge können nur dann erzielt werden, wenn die natürliche Zuwachsrate die Gesamtmortalität der befischten Population zumindest ausgleicht. Die Gesamtmortalität setzt sich aus der natürlichen Mortalität (meist nur grob abschätzbar) und der fischereibedingten Mortalität zusammen. Im Falle von Fischarten mit großer Nachkommenzahl (hoher Rekrutierung) kön-

nen hohe fischereiliche Mortalitäten toleriert werden, ohne den Fortbestand einer Population zu gefährden. Die Rekrutierung und damit die Jahrgangsstärke der zur Befischung verfügbaren Populationen unterliegen starken interannuellen Schwankungen (Kasten E 3.4.-1). Zur Festsetzung nachhaltiger Fischfangquoten müssen daher diese Jahrgangsstärken ermittelt und berücksichtigt werden. Dies erfordert einen erheblichen technisch-logistischen und administrativen Aufwand. Leider ist die Datenlage über die Populationsentwicklung und Rekrutierung wichtiger Nutzfischarten in den letzten Jahren schlechter geworden. Grund hierfür ist die Kürzung von Forschungsmitteln.

E 3.4.1.2
Nachhaltiges Fischereimanagement auf internationaler Ebene

Die Richtschnur für ein nachhaltiges Fischereimanagement bilden die in Kap. 17 der AGENDA 21, in der Seerechtskonvention und in der Biodiversitätskonvention aufgestellten Grundsätze zum Meeresumweltschutz und zur langfristigen Nutzung und Erhaltung mariner lebender Ressourcen. Mit dem freiwilligen FAO-Verhaltenskodex über eine verantwortungsvolle Fischerei und dem verbindlichen, aber noch nicht in Kraft getretenen Übereinkommen der Vereinten Nationen zu den gebietsübergreifenden Fischbeständen und den weitwandernden Arten sind wichtige Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände geschaffen worden, die ausdrücklich auch die Berücksichtigung des Vorsorgeansatzes einschließen. Fehlende oder (noch) nicht ausreichende wissenschaftliche Untersuchungen sollten daher kein Grund sein, die Einleitung von Maßnahmen zur Erhaltung der befischten und nicht befischten Arten sowie ihrer Lebensräume aufzuschieben oder zu unterlassen. Der Vorsorgeansatz kommt allerdings weltweit noch nicht hinreichend zur Anwendung. Um so mehr Bedeutung kommt dem am 27. August 1999 ergangenen Urteil des Internationalen Seegerichtshofs über vorläufige Maßnahmen zur Erhaltung des Blauflossenthuns zu, dem das Vorsorgeprinzip zugrundeliegt. Ein weiterer wichtiger Schritt auf dem Weg zu einem international nachhaltigen Fischereimanagement ist außerdem die schnelle Ratifizierung und Umsetzung des UN-Übereinkommens zu den gebietsübergreifenden Fischbeständen und den weitwandernden Arten, insbesondere durch die bisher noch fehlenden EU-Staaten. Damit würde die für ein Inkrafttreten des Abkommens erforderliche Anzahl von 30 Ratifikationen erreicht werden.

Bestände von Nutzfischen sicherstellen

Für die jährliche Festlegung nachhaltiger Fischfangquoten ist ein international anerkanntes und organisiertes System von Forschungs- und Verwaltungsinstitutionen erforderlich. Unter der wissenschaftlichen Koordination des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) werden durch den Ausschuß für Fischereima-

Kasten E 3.4-1

Warum schwanken die Jahrgangsstärken von Fischpopulationen?

Die Ursachen für die große Schwankungsbreite der Jahrgangsstärken von Nutzfischbeständen sind trotz intensiver Forschungsbemühungen noch nicht aufgeklärt. Dieses Wissensdefizit ist ein Hauptgrund dafür, daß längerfristige Prognosen von Bestandsstärken und damit auch die Bestimmung langfristig nachhaltiger Fischfangquoten bisher nicht möglich sind. Die meisten Knochenfische produzieren sehr große Zahlen von Eiern bzw. Junglarven. In der Regel erreicht aber nur ein sehr kleiner Anteil (maximal wenige Prozent) der geschlüpften Junglarven die Geschlechtsreife. Relativ geringe Schwankungen in der Mortalität der Larven wirken sich daher stark auf die jeweiligen Bestandsgrößen der Jungfische (der sog. Rekrutierung) aus. Folgende Erklärungsversuche der Variabilität der Rekrutierung wurden bisher formuliert (Lalli und Parsons, 1997):

- *Hungerhypothese:* Fischlarven zehren zunächst den Dottervorrat ihrer Eier auf, ehe sie zu fressen beginnen. Wenn dann keine Nahrung vorhanden ist, sterben die Junglarven ab.
- *Räuberhypothese:* Unter einer bestimmten Minimalgröße werden Jungfischlarven leicht gefressen, die Bestände zeigen daher eine hohe Sterblichkeit. Bei ungünstigen Ernährungsbedingungen wachsen die Fische langsamer als unter günstigen. Daher ist unter solchen Bedingungen das Zeitfenster, in dem sie durch Fraß eliminiert werden können, vergrößert.
- *Advektionshypothese:* Durch Meeresströmungen können Fischlarven in nahrungsreiche oder -arme Bereiche verdriftet werden, dementsprechend verschiebt sich die Rekrutierung.
- *Wachstumshypothese:* Bei erhöhten Wassertemperaturen erreichen die Fische ihre Geschlechtsreife früher und bei geringeren Körpergrößen. Außerdem ist ihr Wachstum vom Nährwert des Futters (vor allem des Proteingehalts) und ihrer Stoffwechselintensität (z. B. dem Energiebedarf für den Nahrungserwerb) abhängig. Ein Wechsel im Nahrungsspektrum erzeugt daher unterschiedliche Wachstumsraten, die sich auf die erzielbaren Fischerträge auswirken.

Experimentelle Befunde stützen alle Hypothesen, die sich nicht notwendigerweise gegenseitig ausschließen. Ein erheblicher Forschungsaufwand ist nötig, um diese für die Fischerei essentiellen Fragen aufzuklären und längerfristige Prognosen zu erstellen.

nagement (ACFM) jährlich Bewirtschaftungsanalysen für über 100 befischte Bestände des Nordatlantik vorgelegt. Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, daß sich die Festsetzung der jährlichen Gesamtfangmengen in der EU stärker an den wissenschaftlichen Empfehlungen des ICES als an politisch motivierten Forderungen orientiert. Wo wissenschaftliche Erkenntnisse fehlen, sollte der Vorsorgeansatz greifen und gleichzeitig die Forschung verstärkt werden. Der Beirat hält außerdem die Ausweitung der Bewirtschaftungsanalysen auf weitere Bestände für erforderlich. Für den Schutz gefährdeter Bestände haben sich international anerkannte Fischereischutzzonen und Moratorien als wirkungsvolle Instrumente erwiesen, deren Anwendung weiterhin befürwortet wird und ausgebaut werden sollte. Der amerikanische National Research Council empfiehlt z. B. die Einrichtung permanenter Fischereischutzzonen im Küstenbereich der USA, die 20% der potentiellen Fischereizone umfassen sollten (NRC, 1999).

Fischereikapazitäten den Erfordernissen anpassen

Um eine nachhaltige Nutzung der verfügbaren Ressourcen zu erreichen, fordert der FAO Verhaltenskodex u. a. den Abbau übermäßiger Fangkapazitäten. Dies ist nach Ansicht des Beirats ein wesentliches Instrument für ein bestandserhaltendes Fischereimanagement, da die anhaltende Überkapazität der Fischereiflotte Hauptursache für die Überfischung der Bestände ist. Zudem kann der Abbau von Kapazitäten zur besseren Einhaltung der Fangquoten beitragen, die bislang auf verschiedene, schwer zu kontrollierende Weise unterlaufen werden, u. a. dadurch, daß Fischfänge zum Teil gar nicht mehr angelandet, sondern bereits auf hoher See gehandelt werden (Weitergabe des Fangs an Kühlschiffe).

Die im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU gesetzten Vorgaben zur Reduktion von Flottensegmenten fallen bisher zu gering aus, um der Überfischung effektiv entgegenzuwirken. Zudem haben nicht alle Mitgliedstaaten die Anforderungen erfüllt. Kritisch zu bewerten ist auch die bislang bestehende Möglichkeit, statt einer endgültigen Stillegung von Fischereifahrzeugen nur deren Fangtätigkeit zu begrenzen. Die Bundesregierung sollte darauf hinwirken, daß der notwendige Abbau von Überkapazitäten konsequenter verfolgt und durch Strukturmaßnahmen flankiert wird.

In Fortführung dieses Ansatzes sollte auch weltweit, im Rahmen entsprechender Übereinkommen und Konferenzen, die Verringerung der Kapazitäten in Angriff genommen werden. Auch die Problematik des Ausflaggens (Betreiben von Schiffen unter ausländischer Flagge), bei der der tatsächliche Weltflottenbestand lediglich verschoben und nicht verringert wird, läßt sich nur auf internationaler Ebene lösen.

Zur Verringerung von Überkapazitäten ist der Abbau von Subventionen für Fischereiflotten eine entscheidende Voraussetzung. Die so frei werdenden Mittel könnten für den Aufbau einer nachweislich umweltverträglichen Fischerei und zur Finanzierung technischer Maßnahmen und Kontrolleinrichtungen verwendet werden.

Degradation von Gewässerökosystemen verhindern

Angesichts der Tatsache, daß der überwiegende Anteil der Meeresverschmutzung aus landseitigen Quellen stammt, sind zum Schutz der betroffenen Ökosysteme dringend Konzepte und Maßnahmen erforderlich, die auch die terrestrischen Verschmutzungsquellen berücksichtigen. Während in den hochentwickelten Industrieländern durch die Behandlung von Abwässern in den letzten zwei Jahrzehnten zum Teil substantielle Verbesserungen erzielt worden sind, verschärft sich das Problem der Gewässerverschmutzung in den Entwicklungsländern weiter. Hier fehlen in der Regel Anlagen zur Reinigung von Abwässern gänzlich. Die Einleitung ungeklärter oder unzureichend aufbereiteter Abwässer führt zu Eutrophierung, Verschmutzung und Belastung mit Krankheitskeimen von Oberflächengewässern. Der danach auftretende Sauerstoffschwund und die Anreicherung von Schadstoffen können Fischbestände ernsthaft gefährden (Auftreten von Fischmassensterben; WBGU, 1998a) In Anbetracht der zunehmenden Verdichtung der Weltbevölkerung in küstennahen Regionen wird sich die Problematik in naher Zukunft weiter verschärfen. Der Beirat hält daher die Unterstützung von Projekten zur Intensivierung des Schutzes von Flüssen, Seen und küstennahen Gebieten, insbesondere in Ballungsräumen der Entwicklungs- und Schwellenländer, für vordringlich.

Die großflächige Düngung des Ozeans (Eisenzugabe) zur Steigerung des Phytoplanktonwachstums wurde mit dem Ziel einer Verringerung der atmosphärischen Kohlendioxidkonzentration ernsthaft in Erwägung gezogen (Chisholm und Morel, 1991). Sie wäre jedoch in technischer und logistischer Hinsicht extrem aufwendig und erscheint aus ökologischen Gründen nicht vertretbar. Die Eutrophierung von Binnenseen und küstennahen Flachwasserbereichen führt zwar zu einer Produktionssteigerung, gleichzeitig aber auch zu einer Verringerung der Wasserqualität. Als Folge werden die Lebensraum- und Nutzungsfunktionen der betroffenen Ökosysteme beeinträchtigt. Eine Maximierung der Produktivität durch Düngung, wie sie auf Landflächen möglich ist, stellt daher für Gewässer keine aussichtsreiche Option dar.

Fortbestand von Arten sichern

Während derzeit die Hochseefischerei auf weitverbreitete Knochenfische deren Fortbestand als biologische Arten kaum gefährdet, bewirkt die intensive Befischung von langsamwüchsigen Arten (z. B. Knorpelfische wie Haie und Rochen) bereits jetzt eine Gefährdung des Bestandes. Auch einige Fischarten in Korallenriffen und Mangroven sind durch Übernutzung bedroht. Die Anwendung von Gift (Zyanid) oder Sprengstoff für den

Fang zerstört zusätzlich den Lebensraum (Kap. E 2.4). Durch regionale Fischereischutzzonen, internationale Einfuhrverbote bedrohter Arten (z. B. im Rahmen von CITES; Kap. D 3.1) sowie durch die internationale Zertifizierung unbedenklicher Fangmethoden (Ökolabel) könnten Beiträge zur Erhaltung bedrohter Arten und Ökosysteme geleistet werden. Initiativen für eine unabhängige Zertifikation umweltverträglicher Fischerei- und Fangmethoden wie der Marine Stewardship Council sollten Unterstützung finden.

Das Ausmaß des Beifangs minimieren

Der Problematik des Beifangs muß gesteigerte Beachtung geschenkt werden. Während der Beifang von Säugetieren im allgemeinen großes öffentliches Interesse erregt und sich durch internationale Abkommen inzwischen in den meisten Gebieten entschärft hat, ist der Beifang an Fischen und Bodentieren nach wie vor problematisch. Maßnahmen zur Verbesserung der Selektivität von Fangmethoden müssen durch Schaffung von Anreizen sowie durch gesetzliche Initiativen (Rückwurfverbote, Gebot des Fangplatzwechsels) verstärkt werden. Erforderlich sind aber auch weiterhin erhebliche Anstrengungen in Forschung und Entwicklung, die insbesondere das arttypische Verhalten der Beifangarten berücksichtigt. Dies gilt vor allem für Organismen am Meeresboden. So werden zur Zeit Versuche unternommen, die Beifänge von Kleinwalen in Stellnetzen durch akustische Signale zu verhindern oder durch die Benutzung elektrischer Reize oder hydraulischer Scheuchung die Beifänge von Bodenorganismen in der Plattfischfischerei zu reduzieren (BfA, 1998).

Die Gemeinsame Fischereipolitik der EU optimieren

Die Bundesregierung sollte unter Berücksichtigung der obigen Empfehlungen im Rahmen ihrer Mitgestaltungsmöglichkeiten weiterhin auf eine Optimierung der konkreten Ausformung des EU-Fischereimanagements hinwirken. Der Beirat befürwortet im Hinblick auf die kommende Reform der gemeinsamen EU-Fischereipolitik im Jahre 2002 die weitere Umsetzung der Beschlüsse und Schlußfolgerungen des Ministertreffens über Fischerei und Umwelt 1997 in Bergen wie auch die Einrichtung einer Expertengruppe „Fischerei und Umwelt“ auf EU-Ebene. Zusätzlich sollte die Aufnahme flexibler Managementinstrumente erwogen werden, die in angemessener Kürze auf akute Verschlechterungen des Zustands einzelner Fischbestände reagieren könnten.

Neben dem Programm zur Reduzierung der Fischereiflotten und dem weiteren Einsatz technischer Vorschriften zur Minimierung des Beifangs sollten auch neuartige Ansätze geprüft werden. Bislang wird nicht die Gesamtfangmenge, sondern lediglich die an Land übergebene Fangmenge gegen die je nach Fischerei, Fanggebiet und verwendeten Netzen festgesetzten Quoten berechnet. Hierdurch ist der Fang von untermaßigen oder anderweitig geschützten Arten legal, wenn die Fänge nicht angelandet werden. Ein anderes Beispiel für notwendige Maßnahmen wäre die zum Schutz von Jungfischen biologischen Erkenntnissen entsprechende Festlegung von Mindestlängen in der Rundfischfischerei. Eine Reihe konkreter Vorschläge für Verbesserungen bei der Bewirtschaftung der europäischen Fischbestände wurden bereits erarbeitet (Hubold, 1994) und über die wissenschaftlichen Gremien des ICES, aber auch im Dialog mit der Generaldirektion für Fischereipolitik der EU (GD XIV) und über das zuständige Bundesministerium in die internationale Diskussion eingebracht. Diese sollten einer raschen Umsetzung zugeführt werden.

Schließlich sollte die EU-weite Durchsetzung der zum 1.7.1999 in Kraft tretenden geänderten Kontrollverordnung über die Überwachung der Fischerei innerhalb und außerhalb der EU-Gewässer gefördert werden. Insbesondere die Ziele einer erhöhten Transparenz der Fischereiüberwachung in den einzelnen Mitgliedstaaten, die Verbesserung der Zusammenarbeit der Mitgliedstaaten bei der Kontrolle und die bessere Kontrolle von Drittlandfahrzeugen können durch Verstärkung der Gleichbehandlung einen Beitrag zur höheren Akzeptanz unter den Fischern leisten.

E 3.4.2 Aquakultur

Bei der Gewinnung von Nahrung aus Zuchtsystemen muß zwischen industriell betriebener intensiver und extensiver Aquakultur unterschieden werden, die häufig mit landwirtschaftlicher Produktion kombiniert wird. Während die industrielle Aquakultur Luxusprodukte wie Lachs, Hummer oder Garnelen primär für den Export produziert, bietet die in kleinbäuerliche Betriebe integrierte extensive Aquakultur in Entwicklungsländern einen Beitrag zur örtlichen und regionalen Ernährungssicherung (WBGU, 1998a). In der Aquakultur werden zunehmend transgene Fische eingesetzt, die mit zusätzlichen Wachstumshormonen zur Steigerung der Fischproduktion ausgestattet sind. Dadurch kann es zu Verschiebungen in der Populationszusammensetzung, zu Verhaltensänderungen sowie zu Änderungen im Nahrungsgefüge kommen. Als besonders kritisch ist der Einsatz artfremder Wachstumshormongene bei räuberisch lebenden Fischarten zu bewerten (UBA, persönliche Mitteilung). Die folgenden drei Fallbeispiele sollen Möglichkeiten und Probleme der verschiedenen Aquakultursysteme aufzeigen. Es handelt sich dabei um Fälle, in denen die Aquakultur bereits einen relativ hohen Stand erreicht hat und aus den bisherigen Erfahrungen Ansätze für die Erhöhung der Effizienz sowie der Sozial- und Umweltverträglichkeit der Aquakultur ableitbar sind.

E 3.4.2.1
Integrierte Karpfenzucht als Beispiel für Süßwasserfischaquakultur

Mit der Kultivierung von karpfenartigen Fischen bestehen insbesondere in China, Indien sowie in anderen südostasiatischen Ländern langjährige Erfahrungen. Kennzeichen einer integrierten Karpfenaquakultur ist die von den lokalen Gegebenheiten abhängige Kombination mit verschiedensten Pflanzenkulturen (Zuckerrohr, Bambus, Obstbäume, Blumen) und häufig auch eine betriebsinterne Abfallverwertung. Die integrierte Zucht von pflanzenfressenden Arten wie Karpfen bietet auch kleinbäuerlichen Betrieben ökonomische Vorteile durch relativ geringe produktionstechnische Anforderungen. Die chinesischen und indischen Karpfen werden in der Regel in Mischkulturen von 2–3 Arten gehalten, was bei sich ergänzenden Nahrungsspektren eine effizientere Nutzung der vorhandenen Nahrung und somit eine entsprechende Steigerung der Fischerträge ermöglicht.

In Indien, Indonesien und Bangladesch werden auch heute noch vielfach natürlich geschlüpfte Junglarven für die Aufzucht genutzt, wohingegen in China und Europa das Brutmaterial künstlich erzeugt wird. Die Besatzdichte von Karpfenteichen schwankt zwischen 4.000–5.000 Larven ha^{-1} mit einer Länge von 2,5–5 cm bzw. 2.000–3.000 Larven ha^{-1} mit einer Länge von 5–10 cm. Die Zuchtzeit zur Erzielung eines Fisches von 1–1,2 kg Gewicht beträgt in Europa etwa 2 Jahre. In den Tropen werden Fische mit einem Gewicht von 0,6–1 kg geerntet, die für ihre Entwicklung nur 1 Jahr benötigen.

Zur Maximierung der Erträge werden die Fischteiche gedüngt, wobei in Asien in erster Linie Gülle sowie Kompost verwendet werden. Dies birgt jedoch die Gefahr von Infektionen durch Bakterien, Pilze und Viren. Die Mortalität von Graskarpfen kann in China 70–90% betragen. Neben Erkrankungen ist auch Parasitenbefall weit verbreitet.

E 3.4.2.2
Shrimp-Farming als Beispiel für die industrielle Aquakultur von Krebsen

Zwischen 1982–1994 stieg die jährliche Produktion von Garnelen (shrimps) aus Aquakultur von 100.000 auf 900.000 t. Die Produktion erfolgt überwiegend in Entwicklungs- und Schwellenländern (z. B. Philippinen, Thailand, Indonesien, China, Indien und Ecuador) und wird als *cash crop* vorwiegend in Industrieländer exportiert. In Südostasien werden z. Z. 1,2 Mio. ha küstennahe Landflächen für Teiche genutzt, in der westlichen Hemisphäre sind es etwa 0,2 Mio. ha.

Insbesondere in den lateinamerikanischen Ländern wird das Larvenmaterial überwiegend aus natürlichen Beständen gewonnen, da ihnen höhere Resistenz gegen Infektionen zugeschrieben wird. Dagegen findet die Zucht des Großteils der Garnelen in Südostasien aus künstlich erzeugten Larven statt. Die Aufzucht erfolgt meist in angelegten Teichen in Salzmarschen, Feuchtgebieten oder Mangroven. Diese Gebiete werden aber traditionell auch von der Landwirtschaft (Reisanbau) und der Binnenfischerei genutzt, so daß vielerorts die Interessen der Bauern, Fischer und Garnelenzüchter kollidieren.

Es können 3 Zuchtmodelle unterschieden werden: Bei der extensiven bzw. traditionellen Methode werden die Garnelen im Wechsel mit Reiskulturen kultiviert und während des Monsuns zusammen mit anderen Fischen und Krebsen auf überfluteten Feldern eingeschlossen. Bei dieser Produktion bedarf es keiner Zugabe von Nahrung oder Düngung. Der Ertrag während der 100–120tägigen Entwicklungsperiode liegt bei weniger als 1.000 kg ha^{-1} und ist für den Eigenbedarf und den lokalen Markt bestimmt (Friedrich-Ebert-Stiftung, 1997; Boyd und Clay, 1998).

Im Fall der semiintensiven und der intensiven Methode erfolgt die Aufzucht in für einige Jahre dauerhaft angelegten Teichen. In semiintensiven Anlagen werden 2.000, in intensiven Kulturen über 8.000 kg ha^{-1} erwirtschaftet. Die Nahrung der Garnelen besteht hier aus Pellets, die aus Fischen oder pflanzlichen Produkten hergestellt werden. Die Nutzungseffizienz des zugegebenen Futters liegt in der Regel unter 50%. Der Rest fällt als Abfall an, wird abgebaut und führt, ebenso wie zur Düngung zugegebene anorganische Nährstoffe, zur Eutrophierung der Teiche. Vor allem in Intensivhaltungen, in denen große Mengen an Futter zugegeben werden, kann die Degradation der ökologischen Bedingungen in den Kulturbecken die Lebensdauer der Zuchtsysteme einschränken, was zu einem vermehrten Flächenverbrauch für neue Aquakulturanlagen führt. Erfolgt die Fütterung in kürzeren Zeitabständen mit geringeren Einzelgaben, kann die Nutzungseffizienz der Nahrungsaufnahme gesteigert und damit auch die Abfallmenge herabgesetzt werden (Boyd und Clay, 1998).

Weltweit macht die Zerstörung von Mangroven durch Aquakultur etwa 10% der Gesamtzerstörung dieser Biotope aus. Regional erreicht sie aber wesentlich höhere Anteile, wie etwa auf Java (Kap. E 2.4). Bei landeinwärts angelegten Teichen muß Meerwasser über ein Leitungssystem zugeführt werden. Das Versickern von Salzwasser aus defekten Leitungen führt zur Versalzung des Grundwassers. Durch die Beimischung von Süßwasser werden außerdem die ohnehin meist knappen Süßwasserreserven im küstennahen Bereich angegriffen. Es kommt dadurch zu starken Nutzungskonflikten. Insbesondere in Intensivhaltungen besteht die Gefahr der Ausbreitung von Viren und Bakterien. Die Zugabe von Antibiotika belastet jedoch die Umwelt und birgt die Gefahr der Resistenzbildung bei pathogenen Bakterien (Boyd und Clay, 1998).

E 3.4.2.3 Marine Makroalgen als Beispiel für Pflanzenaquakultur

Marine Makroalgen besiedeln vor allem die Gezeitenzone sowie die Bereiche knapp unterhalb des Ebbeniveaus. Sie zeichnen sich durch hohe Biomasse und Zuwachsraten aus. In einigen ostasiatischen Ländern (Japan, China, Korea, Philippinen und Taiwan) werden sie in größerem Maß in Aquakultur gezüchtet. 1983 betrug die Gesamtproduktion 2,4 Mio. t oder etwa 22,8% der gesamten Aquakulturproduktion. Die wichtigste in Aquakultur gezogene Makroalge ist die Rotalge *Porphyra* spp. Daneben werden auch die Braunalgen *Undaria pinnatifida, Laminaria* spp. und die Grünalgen *Enteromorpha compressa* und *Monostroma* spp. kultiviert.

Die Zucht von Makroalgen dient in erster Linie Ernährungszwecken, daneben aber auch dem industriellen Bedarf an Produkten wie Agar-Agar, Alginaten oder Carrageene, wo sie als Quellungs- und Emulgiermittel bzw. für die Erzeugung von Chemiefasern verwendet werden. Der Nährwert von Makroalgen ist teilweise besser als bei Landpflanzen, der Verzehr ist aber bisher auf fernöstliche Länder beschränkt. Die Erzeugung von Makroalgen durch Aquakultur könnte ohne Zweifel wesentlich gesteigert werden, hätte allerdings die Änderung der Konsumgewohnheiten in Regionen zur Voraussetzung, in denen Makroalgen nicht zur traditionellen Ernährung gehören.

E 3.4.2.4 Umweltfreundliches und ressourcenschonendes Aquakulturmanagement

Durch diese Fallbeispiele wird deutlich, daß eine differenzierte, lokal und regional angepaßte Betrachtung der unterschiedlichen Aquakultursysteme notwendig ist. Während die integrierte Karpfenzucht technisch wenig aufwendig und bei geringen bis mittleren Besatzdichten vergleichsweise umweltverträglich ist, verursacht insbesondere die intensive Zucht fleischfressender Arten erhebliche ökologische Probleme. Dies trifft beispielsweise auf die Zucht von Garnelen und Lachsen zu. Zusätzlich ist ihre Versorgung mit Lebendfutter (meist tierischem Plankton) sowohl durch Fang von Wildpopulationen als auch durch Zuchtmaterial sehr aufwendig. Die stattdessen bevorzugt vorgenommene Fütterung mit proteinreichem Fischmehl und -öl stellt eine weitere Belastung bereits überfischter oder von Überfischung bedrohter Meeresbestände dar.

Aquakultursysteme sollten möglichst kleine Flächen unter geringen Umweltbelastungen beanspruchen. Beide Anforderungen sind aber nur schwer miteinander in Einklang zu bringen und bedingen ein Dilemma: Extensive Kultursysteme sind zwar umweltfreundlich, erfordern aber große Flächen, die auf diese Weise anderen Nutzungen verloren gehen oder die Konversion wertvoller Ökosysteme (vor allem von Mangroven und Feuchtgebieten) nach sich ziehen. Intensive Anlagen haben zwar einen geringeren Flächenbedarf, erzeugen aber erhebliche Umweltprobleme. Nur durch Abwägungen unter Berücksichtigung der örtlichen ökologischen und sozioökonomischen Randbedingungen können hier gangbare Kompromisse geschlossen werden. Eine wichtige Strategie für die Verringerung des Flächenverbrauchs sind stets wirkungsvolle Maßnahmen zur Verlängerung der Lebensdauer bereits bestehender Anlagen.

Umstellung auf nachhaltige und angepaßte Formen der Aquakultur fördern

Der Beirat hält es für zielführend, durch internationale Programme oder bilaterale Kooperationen, z. B. im Rahmen von BMZ-Entwicklungsprojekten, die Umstellung auf umweltfreundliche, langlebige und angepaßte Formen der Aquakultur weiter zu fördern. Partnerschaftliche Forschungsprojekte sollten nicht nur zur Lösung spezifischer ökologischer Probleme, sondern auch zur Heranbildung örtlicher Fachleute (capacity building) beitragen. In zahlreichen der ärmsten Länder (etwa in Bangladesch) wird Aquakultur bisher lediglich zur Erzielung von Exportgewinnen eingesetzt. Zur Verbesserung der Ernährung der örtlichen Bevölkerung, insbesondere mit Proteinen, wäre es sinnvoll, die zusätzliche Produktion von Nahrung aus Aquakultur für den Verbrauch im eigenen Land zu fördern. Insbesondere die Zucht pflanzenfressender Süßwasserfische wie z. B. Karpfen kann in angepaßten, integrierten Nutzungsformen mit geringem technischem Aufwand einen Beitrag zum wachsenden Eiweißbedarf in den Entwicklungs- und Schwellenländern leisten. Im Bereich der Garnelenzucht gibt es bereits einige Ansätze zur Anpassung der existierenden Zuchten und heruntergewirtschafteter Gebiete an Grundsätze der Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit. Eine Möglichkeit besteht in der Kombination von integrierter Mangrovenwaldkultur mit Brackwasseraquakultur („Silvofisheries“). Diese Form erlaubt eine relativ hohe Integrität der Mangrovenwälder bei gleichzeitiger extensiver Kultivierung von Fischen, Garnelen und Krabben.

Internationale Kriterien und Labelsysteme für eine umweltfreundliche Aquakultur aufstellen

Die Entwicklung und Durchsetzung internationaler Kriterien und Labelsysteme für eine nachhaltige Aquakultur ist vordringlich. Die FAO hat in dem oben genannten Verhaltenskodex bereits Anforderungen an eine umweltverträgliche Entwicklung der Aquakultur vorgelegt sowie Richtlinien für deren Umsetzung aufgestellt. In diesem Rahmen sollte auch die Erstellung und die Vergabe von international gültigen Gütesiegeln angeregt werden. Die in diese Richtung gehende Forschung muß differenzierte Ansätze für die verschiede-

nen Aquakulturbereiche in Angriff nehmen. Ein entscheidendes Kriterium bei allen Formen ist die Besatzdichte sowie die Lebensdauer der Zuchtsysteme.

E 3.5 Naturschutz und Kulturschutz

E 3.5.1 Kulturveränderung und Kulturerhalt als Erfolgsbedingung für Biosphärenpolitik

Umweltkrise als Kulturkrise

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Eingriffe des Menschen in die Landschaft und ihre Folgen für die biologische Vielfalt dargestellt (Kap. E 1–E 3). Unter dem Leitgedanken einer nachhaltigen Nutzung von Landschaft und Ressourcen wurden Entwürfe für unterschiedliche Typen und Intensitäten von Nutzungen der terrestrischen, aquatischen und urbanen (Kap. E 3.8) Ökosysteme diskutiert, in denen jeweils Nutzungs- und Schutzinteressen gegeneinander abgewogen wurden. „Schutz vor Nutzung“, „Schutz durch Nutzung“ und „Schutz trotz Nutzung“ sind Schlagwörter für Prototypen land- und wasserbezogener menschlicher Aktivitäten, die dazu beitragen sollen, eine nachhaltig-umweltgerechte Entwicklung einzuleiten – hier mit besonderer Betonung des Erhalts der Biosphäre.

Unter Bezugnahme auf das dreidimensionale Nachhaltigkeitskonzept standen dabei vornehmlich die *ökologische* und die *ökonomische* Dimension im Mittelpunkt der Analyse. Dabei wurden selbstverständlich immer wieder die Beziehungen zu Aktivitäten, Ansprüchen und Wertmaßstäben menschlicher Gemeinschaften hergestellt und damit zur dritten Dimension des Nachhaltigkeitsdreiecks, der *sozialen*. Diese Dimension bezieht sich auf alle – über die ökonomische Dimension hinausreichenden, aber diese auch mit einschließenden – sozialen oder besser soziokulturellen Bedingungen der Menschheit, wird aber häufig auf die Aspekte einer intra- und intergenerationellen sozialen Gerechtigkeit und Chancengleichheit verkürzt. Daher wird von einigen Nachhaltigkeitstheoretikern noch eine weitere Dimension als notwendig angesehen, die die drei anderen zusammenhält bzw. von der diese drei abhängen, nämlich die kulturelle Dimension. Es sind kulturelle Schemata, Werthaltungen und Praktiken, welche die drei Dimensionen strukturieren, miteinander verbinden und gegeneinander abwägen.

Seit seinem ersten Gutachten (WBGU, 1993) hat der Beirat versucht, Umweltprobleme wie Klimawandel, Bodendegradation, das Süßwasserproblem und nun die Gefährdung der Biosphäre als ein globales Beziehungsgeflecht (WBGU, 1994, 1999a; Kap. C) zu analysieren, das durch vielfältige direkte und indirekte Wechselwirkungen zwischen der Natur- und der Anthroposphäre gekennzeichnet ist. Dabei zeigt sich, wie und in welchem Ausmaß der Mensch mit seinen kulturellen Aktivitäten als Verursacher von Umwelt-veränderungen wirkt, aber auch von natürlichen Veränderungen betroffen ist. Im Beziehungsgeflecht nicht explizit erkennbar, aber analytisch von den beiden Rollen des Verursachers und des Betroffenen abzuheben, ist die Rolle des Menschen als Bewältiger von Umweltproblemen, im Sinn einer Anpassung an bereits eingetretene Veränderungen oder auch der Vermeidung, Verminderung, Verlangsamung antizipierter unerwünschter Veränderungen.

Um die grundlegende Bedeutung menschlichen Bewußtseins und Handelns herauszustellen, wird seit geraumer Zeit immer wieder betont, daß Umweltprobleme das Ergebnis fehlangepaßten Handelns sind und daher sowohl in ihrer Verursachung wie in ihrer Bewältigung als Probleme der Kultur bzw. der zivilisatorischen Entwicklung zu betrachten sind. Die Umweltkrise ist eine Kulturkrise; von einer Krise der Natur zu sprechen, wäre ein „kulturelles Mißverständnis“ (Glaeser, 1992). Die Bewältigung der sog. Umweltprobleme ist demnach davon abhängig, daß Menschen diese Probleme überhaupt als solche erkennen und nach Mitteln und Wegen suchen, um sie zu lösen. Ihre Lösung erfordert die Veränderung fehlangepaßter Umgangsweisen mit der Natur und vor allem auch der ihnen zugrundeliegenden Wahrnehmungen, Wissensvorräte, Bewertungen und Einstellungen, also insgesamt veränderte Lebensstile. Ein weiterer, auf einer anderen Ebene angesiedelter Lösungsweg führt u. a. über institutionelle Regelungen, Nord-Süd-Ausgleich und technische Entwicklungen (Kap. I 3).

Bereits in der AGENDA 21, stärker noch in der Biodiversitätskonvention (CBD), wird darauf hingewiesen, daß viele indigene Völker und traditionale Gemeinschaften über Jahrhunderte hinweg einen Umgang mit der Natur und natürlichen Ressourcen praktiziert haben, der nicht zu Degradation und Zerstörung der Biosphäre geführt hat (Kap. E 3.1). Wenn bei diesen, früher oft als „Naturvölker“ bezeichneten indigenen und traditionalen Gemein-schaften also nur selten fehlangepaßtes Handeln auftritt, wie ist dies zu erklären und welche Bedingungen ihres Handelns, die manche Strategen gern zur Richtschnur für einen nachhaltigen Umgang mit biologischer Vielfalt machen wollen, lassen sich aufzeigen?

Biosphärenschutz durch Veränderung kultureller Handlungsmuster

Wenn seit den Verhandlungen zur CBD das Thema der biologischen Vielfalt immer mehr (politische) Aufmerksamkeit gewinnt, so gibt es einen parallelen Prozeß, der den Schutz kultureller Vielfalt in den Mittelpunkt stellt. Im Jahr 1997 ging die von der UNESCO ausgerufene „Weltdekade für kulturelle Entwicklung“ zu Ende. In diesem Rahmen hat der Präsident der Weltkommission, Perez de Cuéllar, 1995 den Bericht „Our creative diver-

sity“ (deutsche Kurzfassung „Unsere kreative Vielfalt“, 1996) vorgelegt. Mit diesem Bericht und dem dazugehörigen Aktionsplan wird nicht nur die Erhaltung kultureller Vielfalt gefordert, sondern auch die Ausarbeitung „kultursensibler Entwicklungsstrategien“, bei denen die Kulturvielfalt als kreative Quelle bei der Definition und Gestaltung von Entwicklung zum Tragen kommen müsse.

In diesem Kontext wird auch für die Erhaltung der Umwelt und der biologischen Vielfalt als Träger der Kulturen plädiert, im gleichen Sinn aber auch für die Erhaltung der Sprachenvielfalt. Die Befürchtung, daß bis zum Ende des nächsten Jahrhunderts 95% der ca. 6.500 existierenden Sprachen verschwunden sein könnten, wird nicht nur häufig als „zweite Verlustkrise“ neben die der biologischen Vielfalt gestellt, sondern auch in ursächlichem Zusammenhang mit ihr gesehen. Konsequent wird denn auch die Beziehung zwischen biologischer und kultureller Vielfalt reflektiert und vom geradezu symbiotischen Charakter dieser Beziehung ausgegangen. Schließlich ist die Art und Weise, wie Menschen sich mit der Natur auseinandersetzen, das, was man Kultur nennt. An dieser Stelle ergeben sich Ansatzpunkte für politisches Handeln.

Wenn die Menschheit noch eine Zukunft haben soll, ist eine Veränderung kulturellen Bewußtseins und Handelns in bezug auf Natur und ihre Ressourcen unabdingbar (Kap. E 3.1). Entsprechend muß sie auch ihre (kulturellen) Handlungsmuster ändern, wenn sie in Zukunft nachhaltiger als bisher leben und überleben will. Gesellschaften sollen aber auch in ihrer kulturellen Diversität und den damit verbundenen Sprachvarietäten, Überzeugungssystemen und natur- bzw. umweltbezogenen Handlungsmustern geschützt werden, weil diese als wichtige Voraussetzung bzw. wichtiges Instrument für die Erhaltung biologischer Vielfalt gelten. Generell kann davon ausgegangen werden, daß kulturelle Vielfalt die Abfederungs- und Bewältigungskapazitäten von Gesellschaften gegen-über Umweltkrisen stärkt.

Dieser scheinbare Widerspruch zwischen der Forderung nach Kulturveränderung und Kulturerhalt kann nur aufgeklärt werden, wenn man das Generalthema dieses Gutachtens „der Mensch und die Biosphäre“ nochmals reflektiert, um schließlich die in der Kapitelüberschrift angedeutete These einer engen Beziehung zwischen Naturschutz und Kulturschutz zu prüfen. Dazu ist es erforderlich, das bei uns bereits tradierte Verhältnis Natur-Kultur neu zu überdenken.

E 3.5.2 Aneignung der Natur durch den Menschen

Der Mensch zerstört in wachsendem Maß seine Umwelt und seine natürlichen Lebensgrundlagen. Diese Feststellung verweist auf einen umfassenderen Problemkomplex, der das Verhältnis von Mensch und Natur betrifft. Über die „Stellung des Menschen im Kosmos“ (Scheler, 1928) haben viele Generationen von Kulturphilosophen nachgedacht. Das Mensch-Natur-Verhältnis ist traditionell ein Untersuchungsgegenstand der Geographie, der Kulturanthropologie, der Ethnologie und der Humanökologie. Die Beziehung zwischen Anlage und Umwelt ist schon immer ein Thema der Psychologie gewesen und gewinnt derzeit durch die Argumente der Verhaltensbiologie (z. B. biologische Basis der Präferenz der Menschen für natürliche Reize) neue Aufmerksamkeit.

Wie alle Lebewesen ist der Mensch ein Produkt der biologischen Evolution. Unter allen Arten wurde jedoch dem Menschen traditionell immer insofern eine Sonderstellung zugewiesen, als er durch die „biologische Mitgift“ über einzigartige physische und psychologische Eigenschaften verfügt. Durch Intelligenz, Langzeitgedächtnis und Sprachfähigkeit ist er dazu befähigt, seine Welt nach seinen Kategorien zu ordnen, zu interpretieren und entsprechend zu handeln und dieses Wissen auch an seine Nachkommen weiterzugeben.

War es bisher üblich, den Menschen (im Unterschied zum Tier) als ein Kulturwesen in eine Gegenstellung zur Natur zu bringen, läßt unsere heutige Einsicht in die Wechselwirkung von Natur und Kultur eine solche Dichotomie nicht mehr zu. Vielmehr muß geklärt werden, durch welche Prozesse und Aktivitäten und in welchem Ausmaß Natur und Kultur aufeinander bezogen sind. Im Unterschied zu früher sieht man heute in der Natur nicht die vom Menschen „unberührte“, sich selbst überlassene und in ihrer Eigengesetzlichkeit „fremde“ Welt, sondern eine durch mentale wie physische Aktivitäten des Menschen konstruierte und angeeignete Welt.

Unter Aneignung versteht man in Fortführung der russischen kulturhistorischen Schule (Leontjew, 1973) die aktive Auseinandersetzung des Menschen mit seiner Umwelt, durch die der Mensch seine Umwelt für seine Zwecke ändert oder definiert und sie dadurch allererst zu einer menschlichen Umwelt macht (Kruse und Graumann, 1978; Graumann und Kruse, 1990). Dabei handelt es sich um einen dialektischen Prozeß: In dem Maß, wie der Mensch, gleich ob als Gattungswesen oder als Individuum, sich etwas aus seiner Umwelt aneignet und es damit, vor allem durch Bearbeitung und Nutzung, zu etwas ihm eigenen (*humanum*) macht, also zu einem Gegenstand, der letztlich die Aktivitäten des Menschen widerspiegelt, wird es als veränderte Umwelt auf den Menschen zurückwirken. Auch der so auf seine Umwelt wirkende Mensch verändert sich hierbei.

Hiermit wird deutlich, daß mit dem Begriff der Aneignung zwei unterscheidbare Prozesse gemeint sind und zusammenfallen: Der eine ist der historische Prozeß der Aneignung der Natur (ihrer Rohstoffe und Kräfte) und daraus resultierender Produkte, der über viele Generationen hinweg und in unterschiedlichen kulturellen und ethnischen Gruppen (z. B. mittelalterliche Gesell-

schaften in Europa) zu höchst unterschiedlichen Weltanschauungen und Praktiken führt. Der andere, darin eingebettete Prozeß ist die biographische und individuelle Aneignung, die für jede Lebensgeschichte neu anzusetzen ist. Subjekt des ersten Prozesses ist die Menschheit, differenziert nach Völkern, Stämmen und deren verschiedenen Kulturen und Sprachen. Subjekt des zweiten Prozesses ist das einzelne Individuum, das die Errungenschaften seiner Kultur jeweils neu lernen muß.

Aneignung erfolgt in historischer und kulturspezifischer Perspektive auf jeden Fall durch Umwandlung von Natur in Kultur durch Arbeit: die Herrichtung von Hängen für Reisterrassen, die Entnahme von Steinen und Erde für den Bau von Häusern, das Erschließen von Verkehrswegen zu Wasser und zu Lande, das Züchten von Pflanzen, die Domestikation von Tieren, aber auch die Aneignung durch Eroberung und Unterwerfung anderer Menschen und Völker. Dazu kommt ganz wesentlich die symbolische Aneignung von Natur durch ihre Abbildung und sprachliche Benennung (Kategorisierung). Bei dieser symbolischen Aneignung spielen Unterschiede der Religion, der Mythen, allgemein des Glaubens und Wissens, eine entscheidende Rolle. Mit der symbolischen Aneignung eng verknüpft ist die Wertung, die in ihrer Kulturspezifität dazu führt, daß sowohl die natürlichen wie die kulturellen Sachverhalte und Dinge (materielle Kultur) wie die darauf bezogenen Einstellungen und Haltungen so unterschiedlich bewertet werden können, daß oft die Kommunikation zwischen den Kulturen schwierig, wenn nicht unmöglich wird.

E 3.5.3
Neubewertung indigener und lokaler Kulturen: Bedeutung für die Biosphärenpolitik

Neues Interesse an indigenen Gesellschaften

Ein (negatives) Beispiel für kulturelle Aneignung ist die Art und Weise, wie Vertreter westlicher Kulturen einst eigene Überzeugungen und Wissenssysteme über die indigener Kulturen (Kasten E 3.5-1) stellten und diese gar als minderwertig („primitiv“, „naiv“, als Aberglaube) bezeichneten. Erst in jüngster Zeit richtet sich neues Interesse auf das Wissen und die Praktiken dieser, meist in Stammesgesellschaften lebenden Völker, von denen etwa 5.000 mit insgesamt 200–300 Mio. Menschen oftmals in ländlichen bzw. naturnahen Gebieten mit hoher biologischer Vielfalt leben, die Hälfte davon in China und Indien. Dafür gibt es unterschiedliche Gründe:

1. Seit den 60er Jahren wird zunehmend erkannt, daß der mit westlichen Kulturmustern und Lebensstilen einhergehende Energie- und Ressourcenverbrauch, die Zerstörung von Ökosystemen und andere Degradationsprozesse zu globalen Umweltproblemen führen.
2. Es wird außerdem anerkannt, daß es vielen indigenen und traditionalen Gesellschaften gelungen ist, mit der Biosphäre schonend oder nachhaltig umzugehen. Dabei verwenden sie Praktiken, die durch ein komplexes Zusammenspiel von über lange Zeiträume hinweg entstandenem Wissen, Weltsichten und religiösen Überzeugungssystemen getragen werden. Inwieweit kann dieses Wissen für den Naturschutz genutzt werden, können die indigenen und traditionalen Praktiken für ein nachhaltiges Management zur Erhaltung der biologischen Vielfalt Vorbild sein (Kap. E 3.9)?
3. Es gibt ein wachsendes Interesse an der Nutzung und gewinnbringenden Verwertung der in diesen Lebensräumen vorhandenen genetischen Ressourcen und der damit verbundenen Kenntnisse der indigenen und traditionalen Gemeinschaften. Wie kann man diese Stoffe nützen? Wie kann man die „Besitzer“ dieser Potentiale an der ökonomischen Verwertung teilhaben lassen (Kap. I 3.3.3)?
4. Der oftmals vorhandene Reichtum an Ressourcen (z. B. Eisen, Kupfer, Bauxit, Gold oder Silber) in den von indigenen Völkern und traditionalen Gemeinschaften bewohnten Gebieten hat in großem Umfang dazu geführt, daß sie Großprojekten weichen mußten, vertrieben oder umgesiedelt wurden. In kürzester Zeit gingen die Wissensschätze verloren, die über viele Generationen hinweg mündlich tradiert worden waren und damit nicht nur eine Sprache, sondern auch das soziale Gefüge der Gemeinschaften und ihre Identität bestimmt hatten. Ist kulturelle Vielfalt ein Garant für die Erhaltung biologischer Vielfalt, aber auch ein Wert an sich? Darf der Verlust hingenommen werden und darf ihm weiter Vorschub geleistet werden durch die Globalisierung westlicher Konsum- und Produktionsmuster, durch die McDonaldisierung von Normen und Lebensstilen (Kap. H)?
5. Auch von den indigenen Gemeinschaften selbst werden Forderungen erhoben und Rechte geltend gemacht (Dömpke et al., 1996). Das wachsende Ausmaß der „Berührung“ mit der westlich geprägten Kultur, z. B. über Wissenschaftler und Industrievertreter, die nach verwertbarem Wissen suchen, über Touristen, Medien usw. steigert die Angst der Indigenen vor einer Nutzung bzw. Ausbeutung ihres traditionellen Wissens ohne Vorteilsausgleich und vor dem drohenden Verlust ihrer Identität und ihrer Kultur. Sie fordern den Schutz des geistigen Eigentums und die Erhaltung ihres Lebensraums, in dem sie ihren traditionellen Lebensstil beibehalten können, einschließlich der wirtschaftlichen, kulturellen und religiösen Gewohnheiten sowie die Selbst- oder Mitbestimmung hinsichtlich der Nutzung ihres Lebensraumes (Kap. I 3.2.9).

Kasten E 3.5-1

Indigene Völker

Indigen bedeutet wörtlich „in etwas hineingeboren“, „innerhalb einer Abstammung“, oder einfach „eingeboren“. Statt dieser als diskriminierend empfundenen Bezeichnung hat sich, international einheitlich, der Begriff indigen durchgesetzt. Für die Unterscheidung indigener von nichtindigenen Völkern müssen immer mehrere Kriterien beachtet werden, die in den unten aufgeführten Definitionen deutlich werden. Die Definition der Internationalen Arbeitsorganisation (ILO) stellt bisher das einzige internationale rechtliche Übereinkommen in bezug auf indigene Völker dar. Die Definition des UN Sonderberichterstatters hat ebenfalls breite internationale Akzeptanz gefunden.

UN Sonderberichterstatter
Definition des Sonderberichterstatters der UN Unterkommission Prävention von Diskriminierung und Minderheitenschutz des Rates für Ökonomie und Soziales (eigene Übersetzung):

„Indigene Gemeinschaften, Völker und Nationen sind solche, die sich in einer historischen Kontinuität mit Vor-Invasion- und vor-kolonialen Gesellschaften auf ihrem Territorium entwickelt haben und sich als verschieden von den anderen Sektoren/Teilen der Gesellschaft verstehen, die jetzt auf diesen Territorien dominieren. Sie bilden heute nichtdominante Sektoren/Teile der Gesellschaft und sind entschlossen, ihre Weiterexistenz als Völker, in Übereinstimmung mit den eigenen kulturellen Mustern, sozialen Institutionen und Rechtssystemen zu bewahren, zu entwickeln und an künftige Generationen weiterzugeben.“

Internationale Arbeitsorganisation
Gemäß der Konvention 169 der Internationalen Arbeitsorganisation sind indigene Völker (eigene Übersetzung):

1. Stammesvölker in Ländern, deren soziale, kulturelle oder ökonomischen Bedingungen sie von anderen Sektionen/Teilen der nationalen Gemeinschaft unterscheiden und deren Status ganz oder teilweise durch ihre eigenen Bräuche oder Traditionen geregelt wird oder durch spezielle Gesetze oder Regelungen
2. Völker in Ländern, die sich auf Grund ihrer Abstammung von Völkern, die das Land oder eine geographische Region, zu der das Land gehört, zur Zeit der Eroberung oder Kolonialisierung oder Festlegung der heutigen Staatsgrenzen bewohnten, selbst als indigen bezeichnen oder von anderen so bezeichnet werden und die, ungeachtet ihres Rechtsstatus, alle oder einige ihrer eigenen sozialen, ökonomischen, spirituellen, kulturellen und politischen Charakteristiken und Institutionen beibehalten oder beibehalten wollen.

Selbstdefinition als indigen oder als Stammesvolk ist als das entscheidende Kriterium zur Bestimmung der Gruppen anzusehen, auf die die Bestimmungen dieser Konvention anwendbar sein sollen.

Traditionale oder indigene Gesellschaften, die oft in Gebieten mit reicher biologischer Vielfalt zu Hause sind, waren immer gezwungen, mit den Ressourcen in ihrem unmittelbaren Lebensraum auszukommen. Über Jahrhunderte hinweg haben diese Gemeinschaften Wissensbestände und Praktiken entwickelt, die ihr Überleben gesichert haben und deren Regeln sie von Generation zu Generation mündlich weitergegeben haben. Durch Wissen und spirituelle Praktiken getragene komplexe Anpassungsprozesse an ihre Lebensumstände haben bei vielen, aber längst nicht allen indigenen und traditionalen Gruppen dazu geführt, daß sie ihre Lebensgrundlagen und den Reichtum ihrer Flora und Fauna bewahrt haben. Es gibt nicht nur viele verschiedene mythische Vorstellungen über die „Naturvölker“, sondern auch eine beeindruckende Fülle von wissenschaftlichen, meist ethnologischen und kulturgeographischen Fallstudien über die Weltsichten und die Lebenspraxis indigener und lokaler Kulturen. Die „Mythen“ reichen von der diskriminierenden Auffassung der Indigenen als Völker mit „geringer Naturbeherrschung“, also eigentlich „kulturlosen“ Völkern, über die Vorstellung vom „edlen Wilden“, der ein Musterbeispiel an ökologischen Tugenden ist, bis hin zu den projizierten Sehnsüchten von Esoterikern und New-Age-Gruppen, die auf dem „Ethno-Trip“ sich von der „natürlichen“, ungezähmten Lebensweise, den medialen Fähigkeiten und der Weisheit der Naturvölker angezogen fühlen (Herzog-Schröder, 1991).

Die wissenschaftlichen Analysen indigener und lokaler Kulturen ergeben ein differenzierteres Bild. Sie zeigen die eindrucksvolle Vernetztheit von Natur und Kultur, wobei Kultur nicht nur den Umgang mit Landschaft, Flora und Fauna meint, sondern auch den Umgang der Gesellschaftsmitglieder untereinander. So ist das traditionelle ökologische Wissen (TEK) identitätsstiftender Bestandteil aller dieser als indigen bezeichneter Kulturen. Sie geben aber auch Zeugnis von mißlungenen Anpassungen und von konflikthaften Entwicklungen und Zusammenbrüchen von Kulturen, die durch den „Einbruch“ der industrialisierten, westlichen Welt entstehen.

Viele Landschaften, vor allem in Südamerika, die man lange Zeit als „Wildnis“ ansah und für unberührt hielt, stellen sich mittlerweile als sorgfältig bewirtschaftet heraus. So wurden etwa von den Kayopo-Indianern Kräuter oder Heilpflanzen an geschützten Plätzen in – dem europäischen Auge – wild erscheinenden Savannen- und Waldgebieten angesiedelt (Posey, 1982; Herzog-Schröder, 1991). Die Tukano im nordwestlichen Amazonasbecken pflegen eine erstaunliche Vielfalt von Pflanzen und Tieren. Das was die westliche Welt als größte noch übriggebliebene „Wildnis“ der Tropen ansieht, ist die Heimat der Tukanos, die dieser scheinbar unwirtlichen Natur in hoch differenzierter Weise ihren Lebensunterhalt abtrotzen. Die Tukanos nehmen ihre „Wildnis“ als menschengemacht an, nämlich in der Vergangenheit transformiert und strukturiert durch die symbolischen Bedeutungen, die ihre Vorfahren mit den vorhandenen Ressourcen verbanden. Die Tukanos wissen, daß sie in ihrem Wald nicht mehr ernten können als auch wieder produziert wird. Sie haben ein profundes Wissen über individuelle Arten und ihre Verwendbarkeit. Ihr täglicher Kampf ums Überleben hat zu einer

langen Tradition der kontinulierlichen Beobachtung des Verhaltens der Tiere geführt und ihnen Wege möglicher Anpassung gezeigt. In ihren Mythen tauchen Geschichten von Tierarten auf, die von den Geistern gestraft wurden für Völlerei, Prahlsucht, Leichtsinn und Angriffslust. Diese Mythen dienen als Beispiele für die menschliche Gesellschaft, die Tiere sind Metaphern für das Leben. Durch die Beobachtung des Verhaltens der Tiere schaffen die Tukanos sich eine Ordnung der physischen Welt, innerhalb derer menschliche Aktivitäten angepaßt werden können (Reichel-Dolmatoff, 1976; zitiert nach McNeely und Keeton, 1995). Die Beziehung der Tukanos zur Tierwelt ist ein typisches Beispiel dafür, wie diese Menschen die vorgefundenen Ressourcen managen. Im Wissen um die Populationsdichte und ökologische Zusammenhänge sowie getragen durch ihre traditionellen ethischen Normen schränken sie die Jagd der Tiere, von denen sie leben, ein. „Such people walk lightly on the landscape“ (McNeely und Keeton, 1995), so daß man meinen könnte, daß in dieser Wildnis noch niemand gelebt und gewirtschaftet habe.

Indigene und traditionale Wissenssysteme sind an spezifische lokale Gegebenheiten angepaßt. Mögliche Risiken im Hinblick auf die Ernährungssicherung werden durch die Kombination verschiedener Landnutzungs- und Anbauformen minimiert. Das Wissen um landwirtschaftliche Methoden, aber auch die differenzierten Kenntnisse über die heimische Fauna blieben lange Zeit unbeachtet. Auch die Verflechtung zwischen der Bewirtschaftung des unmittelbaren Lebensraums, den sozialen Strukturen und den Mustern der Arbeitsteilung ist Teil indigener und traditionaler Wissens- und Praxissysteme.

Im Laufe der Menschheitsgeschichte haben nicht alle lokalen Gemeinschaften Wissen und Technik soweit entwickelt, daß sie über lange Zeiträume hinweg den Grenzen ihres Lebensraums angepaßt überleben konnten. Dies zeigt etwa die Entwaldung der Osterinseln im Pazifischen Ozean vor 1.200–800 Jahren, die einer ökologischen Katastrophe gleichkam und das Ende der Megalithkultur bedeutete, die die berühmten Statuen der Inseln errichtet hatte.

Außerdem wird immer wieder darauf hingewiesen, daß die nachhaltige Lebensweise nur solange Bestand hat, als

- die Gesellschaften subsistent leben,
- die Gruppengrößen nicht so weit ansteigen, daß die Tragfähigkeit überschritten wird,
- die Gesellschaften volle Kontrolle über ihre lokalen Ressourcen haben,
- eine ausreichend hohe Gruppenkohäsion besteht.

Differenzierte Praktiken der Ressourcennutzung und -schonung, z. B. des Wald- und Weidemanagements, umfassen die Vergabe von Besitztiteln für Wald und Wiesen, die Rotation der Jagdgründe, Jagdtabus für bestimmte Arten, die Begrenzung des Holzeinschlags, das Ausweisen von „Heiligen Hainen“, die Verlegung der Wohnsiedlungen und die Kontrolle der Stammesgröße. Diese Bedingungen werden oftmals schnell außer Kraft gesetzt, wenn externe Einflüsse (z. B. Kolonialisierung) oder die Angebote der Marktwirtschaft und der globalen Konsumkultur durch Handel, Fernsehen, Tourismus usw. „einbrechen“.

Bekannt ist das Schicksal der Tuaregs in Westafrika. Ihre Lebensweise als Nomaden, deren Wanderungen an die Verfügbarkeit von Wasser und Weideflächen angepaßt war, wurde im Zuge der französischen Kolonialisierung zerstört. Das Verbot zu wandern, die Festlegung von Gebietsgrenzen, Zollverpflichtungen und andere Anweisungen der Regierung, die aus den Tuaregs seßhafte Ackerbauern machen wollte, führten dazu, daß sie ihre angestammten Lebensstile und ihre ökonomischen Grundlagen verloren und fortan durch Trockenheiten in große Bedrängnis kamen. In den frühen 70er Jahren wurden Tausende von Tuaregs von Dürrekatastrophen nach Nigeria und an den Niger getrieben.

Traditionelle Kulturmuster und Formen des Umgangs mit natürlichen Ressourcen erweisen sich also als höchst anfällig und sind in einer zunehmend globalisierten Welt in wachsendem Maß gefährdet.

Die Weltwissenschaftskonferenz 1999: Anerkennung indigenen Wissens gefordert

Die Feststellung jedoch, daß viele indigene Völker und traditionale Gemeinschaften durch ihr Wissen und ihre Praktiken zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biosphäre beigetragen und höchst komplexe Ökosysteme aufrechterhalten haben, deren Funktionsweise die ökologische Forschung noch nicht aufgeklärt hat, hat seit einiger Zeit verstärkt zu Diskussionen geführt, wie sich indigenes Wissen von (natur)wissenschaftlichen Erkenntnissen unterscheidet.

Auf der Weltwissenschaftskonferenz in Budapest (1999) spielte diese Frage eine große Rolle und wurde teilweise sehr emotional diskutiert. Einige Vertreter der Indigenen fühlen sich in ihrer Identität massiv bedroht und fordern unter anderem, daß man ihre indigenen Wissensbestände als Wissenschaft anerkenne. Andere befürworten ein „Entmythologisierungsprogramm“, das die mit den Wissenssystemen einhergehenden spirituellen Überzeugungen und Praktiken vom „rationalen Kern“ unterscheiden solle.

In der Tat berühren traditionelle Wissenssysteme viele wissenschaftliche Bereiche, wie z. B. Astronomie, Meteorologie, Geologie, Ökologie, Botanik, Landwirtschaft, Physiologie und Medizin. Doch wird in solchen Wissenssystemen eben keine eindeutige Trennung zwischen Wissen (knowledge) und Überzeugungen (belief systems) gemacht (Berkes et al., 1995; Gadgil, 1999). In einer Region Indiens schützt und verehrt die indigene Bevölkerung Feigenbäume (praktischer Umgang) aufgrund ihres Wissens (qualitatives Verständnis der Bedeutung von Feigenbäumen als Nahrung für Vögel, Fledermäuse, Einhörnchen und Affen) und ihrer Überzeu-

gung, daß in diesen Bäumen Naturgeister zu Hause sind. Demgegenüber, so das Beispiel von Gadgil (1999), kommt auch die Wissenschaft zu der Entscheidung, daß Feigenbäume partiell zu schützen seien (praktischer Umgang), und zwar auf der Basis quantitativer Erkenntnisse über ihre Bedeutung als Schlüsselart. Als Überzeugung oder Werthaltung kommt hinzu, daß die umfassende Erhaltung biologischer Vielfalt ein wünschenswertes Ziel sei (Tab. E 3.5-1).

Berkes et al. (1995) führen weitere Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen wissenschaftlichem und indigenem Wissen an: Beide Wissenssysteme sind Weltsichten bzw. Deutungssysteme, die die Welt verstehbar machen sollen. Beide beruhen auf Beobachtungen und daraus abgeleiteten Schlußfolgerungen. Die Wissenssysteme unterscheiden sich aber auch dadurch, daß traditionelles ökologisches Wissen (TEK)

- sich nur auf begrenzte geographische Gebiete bezieht,
- überwiegend qualitativen und weniger quantitativen Informationen vertraut,
- nicht danach strebt, immer mehr Fakten anzusammeln,
- Fakten sehr viel langsamer sammelt,
- mehr auf Versuch und Irrtum vertraut als auf systematische Experimente,
- nur begrenzte Möglichkeiten zur Verifikation von Vorhersagen hat,
- wenig Interesse an der Entwicklung allgemeiner Prinzipien und Theorien hat.

Die Auseinandersetzungen über die Würde und Anerkennung dieser beiden Wissenssysteme werden in Zukunft – auch bei den Verhandlungen zur CBD – noch weitergehen. Neben den eher „akademischen“ Aspekten dieser Diskussion und der Frage, inwieweit das ökologische Wissen der indigenen Völker und traditionalen Gemeinschaften (bzw. sein rationaler Kern) den teilweise noch rudimentären Erkenntnissen der wissenschaftlichen Ökologie überlegen ist, wie es das zunehmende Interesse der pharmazeutischen Industrie ja beweist (Kap. D 3.3), haben diese traditionellen Wissenssysteme noch eine weitere wichtige Funktion.

Da TEK nicht nur Wissenskerne enthält, sondern auch Angaben zum Umgang mit natürlichen Ressourcen, ist dieses Wissen durchaus von praktischer Relevanz, vor allem auch dann, wenn man beim Schutz der biologischen Vielfalt das Vorsorgeprinzip über das Streben nach vollständiger wissenschaftlicher Aufklärung stellt.

Eine weitere Bedeutung kommt TEK zu, wenn es um die Erhaltung biologischer Vielfalt auf regionaler Ebene geht (Kap. E 3.9). Hier ergibt sich nicht nur eine Gelegenheit, sondern geradezu die Notwendigkeit der Partizipation der ansässigen Bevölkerung. Nachhaltige Nutzung und adaptives Management in einer Bioregion ist nur möglich, wenn alle in der Region verfügbaren Informationen über den Lebensraum, seine Ökosysteme und seine soziokulturelle Struktur eingeholt werden. Damit wird die Einbeziehung indigenen und traditionalen Wissens geradezu zwingend, selbst wenn dieses Wissen im Laufe des Managementprozesses Modifikationen erfahren oder in seiner Bedeutung abgeschwächt werden sollte (falls sich andere Erkenntnisse als wichtiger erweisen sollten). Gadgil (1999) berichtet aus Indien von einem Beispiel des „Komanagement“, das die „lokale Gemeinschaft“ ebenso einbezieht wie die „wissenschaftliche Gemeinschaft“ und wo das zuständige Umweltministerium dafür Sorge trägt, daß beiden Wissenssystemen Geltung verschafft wird (Abb. E 3.5-1).

E 3.5.4
Naturschutz und Kulturschutz – eine notwendige Allianz

„Kultur bestimmt das Verhältnis der Menschen zur Natur und ihrer Umwelt“. Dieser Satz aus dem Bericht von Perez de Cuéllar (1995) trifft nicht nur auf die indigenen Völker, sondern auf die Menschheit insgesamt zu. Allerdings läßt sich zeigen, daß dieser „symbiotische“ Bezug zwischen kultureller und biologischer Vielfalt, wie er

Tabelle E 3.5-1
Natürliche Ressourcen in traditionellen und wissenschaftlichen Wissenssystemen.
Quelle: Gadgil, 1999

Wissenssystem	Praxis	Wissen	Überzeugung
Traditionell	Strikter Schutz und Verehrung des Feigenbaums	Qualitatives Verständnis der Bedeutung der Baumfrucht als Nahrung für Vögel, Fledermäuse, Eichhörnchen, Affen	Feigenbäume sind Wohnorte von Naturgeistern
Wissenschaftlich	Partieller Schutz des Feigenbaums	Quantitatives Verständnis führt zum Konzept einer Schlüssel-Ressource	Umfassende Erhaltung biologischer Vielfalt ist wünschenswert

noch in indigenen und traditionalen Gemeinschaften zu finden ist, in einer säkularisierten und zunehmend technisierten Welt kaum mehr angetroffen wird. Die technisch gestaltete Umwelt, einst von Gehlen (1940) als „zweite Natur“ bezeichnet, die zu schaffen für das „Mängelwesen“ Mensch geradezu überlebensnotwendig war, ist für viele Menschen längst zur „ersten Natur“ geworden, die den Charakter des Selbstverständlichen und Unhinterfragten erlangt hat. So werden in biographischen Aneignungsprozessen Wörter für Autos und Maschinen inzwischen eher gelernt als solche für Wiese, Wald und Wasser. Es ist hinreichend dokumentiert, daß in amerikanischen Großstädten aufwachsende Kinder nicht wissen, an welchen Pflanzen Tomaten, Kartoffeln oder Kokosnüsse wachsen; „Naturprodukte“ finden sich im Supermarktregal. Die Emanzipation von den natürlichen Lebensbedingungen ist häufig längst zu einer Entfremdung geworden.

Diese hier pointiert beschriebene städtische Kultur ist sicher nicht geeignet, allein den notwendigen Schutz der biologischen Vielfalt zu sichern. Möglicherweise aber kann sie, aus der zunehmenden Erkenntnis der Effekte ungezügelter, nur an Nutzen und Verwertung orientierte „Naturbeherrschung“ und -ausbeutung zu der Einsicht verhelfen, daß andere Lebensstile notwendig sind, wenn dieser Planet noch weiter als Lebensraum für die Menschheit dienen soll. Das Leben der „Betonpflanzen“ in einer vollständig menschengemachten Welt ist sicher nicht nachhaltig, da sie ja abhängt von dem, was außerhalb dieser Welt produziert und nach außen abgegeben werden kann.

Daß der heutige Mensch mehr denn je gezwungen ist, über Natur nachzudenken (Seel et al., 1993; Meinberg, 1995), ist ein Merkmal der Kultur. So wie Natur als Konstrukt der indigenen Völker durch die unauflösbare Beziehung von Erfahrungswissen und spirituellen Überzeugungssystemen gekennzeichnet werden kann, hat sich das Konstrukt der Natur auch bei den Industrievölkern gewandelt. Nicht die unerschöpfliche, sich selbst regulierende Natur, als Hort des Ursprünglichen, des Vertrauten, aber auch des Angstmachenden und Schrecklichen (Kap. E 3.1) bestimmt die heutigen Naturauffassungen, sondern Natur als bedrohte, zu schützende oder mindestens zu „managende“ beherrscht den täglichen Diskurs. Die Beziehung zwischen biologischer Diversität (und ihrer Bedrohung) und kultureller Diversität spiegelt sich auch in solchen Naturauffassungen und Diskursen wider, die heute – und dies nicht nur im Kontext der Umweltbildung – zunehmend thematisiert werden. Die Forderung nach einer „biosphärischen Perspektive“ (Kap. E 3.1), die Suche nach neuen Menschenbildern (Meinberg, 1995) oder neuen Lebensstilen (BUND und Misereor, 1997; UBA, 1997b; Enquête-Kommission, 1998) sind Beispiele solcher Bemühungen um eine neue „Kultur“, die der Natur wieder größere Bedeutung zumißt. Solche Konzepte müssen als Bestandteil einer „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung“ (BLK, 1998; Kap. I 2.5) in die Sozialisations- und Bildungsprozesse eingehen. Außerdem sind verstärkt auch empirische Forschungsbemühungen zu den Themen Lebensstile und Menschenbilder anzustreben, die zur Steigerung der Synergie unbedingt transdisziplinär angelegt sein müssen.

Wenn das Bewußtsein der Interdependenz von Natur und Kultur, von Biodiversität und kultureller Diversität in den modernen Industriegesellschaften weitgehend verloren gegangen ist, so wurde im Gegensatz dazu am Beispiel indigener Gemeinschaften eben diese Vernetzung aufgezeigt, die natürlich nicht auf diese eng definierten Gruppen beschränkt ist. Schließlich gibt es über diese indigenen Völker hinaus viele andere lokale Gemeinschaften überall auf der Welt, die in historischer Kontinuität, gleichsam Schicht auf Schicht, unter Bedingungen großer geographischer, biologischer, sozialer, sprachlicher und Verhaltensvariabilität und durch ungezählte Anpassungsprozesse an wechselnde Lebensbedingungen die Muster kultureller Vielfalt entwickelt haben, die heute bekannt sind und die sich in vielfältigen Wissenssystemen und Umgangsweisen in bezug auf die natürliche Umwelt manifestieren, aber eben auch in variationsreichen ethischen, philosophischen, religiösen oder mythischen Interpretationen der Beziehung zwischen Mensch und Natur.

Kulturschutz ist also eine Erfolgsbedingung für Umweltschutz. Gleichzeitig ist globaler Umweltschutz ohne eine kulturelle Veränderung nicht denkbar. Eine erfolgreiche Biosphärenpolitik muß sich an beidem orientieren, sie muß versuchen, durch die Erhaltung kultureller Vielfalt die Fähigkeit von Gesellschaften zu stärken, mit dem Globalen Wandel umzugehen. Ebenso müssen sich Kulturen notwendigen Veränderungen stellen, insbesondere hinsichtlich nichtnachhaltiger Lebensstile und Konsummuster. Umgekehrt ist die kulturelle Vielfalt und damit das Überleben vieler Gesellschaften gefährdet, wenn man ihnen durch Umweltzerstörung den Boden entzieht. Diese Aspekte werden in der CBD angesprochen; umgesetzt werden können sie allerdings nur vor Ort, durch die Einbeziehung der beteiligten und betroffenen Akteure. Insofern plädiert der Beirat für eine verstärkte Lern- und Bildungsarbeit, die die Besonderheiten der eigenen Umwelt und ihrer kulturellen Nutzung verdeutlichen. Ausgehend von der prinzipiellen Vernetzheit von biologischer und kultureller Diversität ist zu schlußfolgern:

- Schutz der Natur und ihrer biologischen Vielfalt als Lebensgrundlage liegt im Interesse des Menschen, insofern dieser Natur- und Kulturwesen ist und die kulturelle Vielfalt auf der biologischen aufbaut.
- Schutz kultureller Vielfalt ist geboten, weil der Mensch als Teil der Biosphäre nicht auf seine biologischen Anteile reduziert werden darf, sondern auch als Kulturwesen einbezogen werden muß. Schutz darf jedoch nicht als Freibrief verstanden werden, alle – z. B. auch menschenrechtsverletzende – Werthaltungen und Praktiken zu bewahren.

- Schutz kultureller Vielfalt ist darüber hinaus Garant und Instrument für die Erhaltung biologischer Vielfalt, insbesondere in den Bioregionen, wo lokale und indigene Gemeinschaften erfolgreich diese Vielfalt erhalten haben.
- Welche Maßnahmen müssen ergriffen werden, um angesichts fortschreitender Globalisierung den Fortbestand und die Entwicklung dieser Gemeinschaften unter Berücksichtigung ihres Rechts auf Selbstbestimmung zu sichern?
- Welche konkreten Anbau-, Ernte- und Jagdmethoden indigener Völker können, wenn auch nicht vollständig übernommen werden, so doch Modelle bieten, die angepaßt an jeweils andere Kontexte, „kultursensible Entwicklungsstrategien" und nachhaltige Managementpraktiken befruchten?
- Welche Bedeutung haben – über die in engerem Sinn indigenen Wissenssysteme und Praktiken hinaus – die über viele Jahrzehnte oder Jahrhunderte gewachsenen traditionalen, meist dörflich geprägten Wissensstrukturen, Werthaltungen und Umgangsweisen mit natürlichen Ressourcen für nachhaltigen Schutz und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt?

Die Klärung der einzelnen Faktoren der Interdependenz zwischen kultureller und biologischer Diversität ist ein Forschungsprogramm, das erst in Umrissen bekannt ist, von dessen Realisierung jedoch auch die Fortschritte der Bemühungen um die weltweite Erhaltung der biologischen Vielfalt abhängen.

E 3.6
Einbringung nichtheimischer Arten

Als nichtheimische oder gebietsfremde Organismen werden solche bezeichnet, die seit der Neuzeit (seit 1492) entweder durch den Menschen direkt eingeführt worden oder indirekt eingewandert sind. Man unterscheidet Neozoen (Tiere), Neophyten (Pflanzen) oder Neomyzeten (Pilze) (Barthlott et al., 1999; Geiter, 1999; Kinzelbach, 1998; Kowarik, 1999; Scholler, 1999). Mit Beginn der Neuzeit setzte ein bisher nicht dagewesener weltweiter Austausch an Faunen- und Florenelementen ein, der zum Transfer von Organismen in Regionen weit außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgrenzen führte. Vermehren sich die Organismen in den neuen Habitaten, können weitreichende ökologische und ökonomische Folgen sowie Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit entstehen (Kap. C 1.3.2) (Loope und Stone, 1996; WBGU, 1999a). Die Ausbreitung nichtheimischer Organismen hat sich durch zunehmende Welthandelsströme und globale Mobilität während der letzten 200 Jahre stark beschleunigt. In aquatische Lebensräume wurden z. B. vor 1800 nur 1,5% der vorhandenen Arten eingeführt, während des 19. Jahrhunderts waren es 4,3%, von 1900–1939 10,0%. In den darauffolgenden 40 Jahren stieg der Anteil der Einführungen auf 35,5% und im Zeitraum 1980–1998 waren es allein 19,2% (FAO, 1999d). Einige Regionen der Erde, darunter vor allem Inseln, haben einen extrem hohen Anteil an nichtheimischen Arten, der oft 50% übersteigt (Vitousek et al., 1996).

Nach dem Verlust von Lebensräumen ist die Einbringung nichtheimischer Arten weltweit betrachtet die zweitgrößte Bedrohung für die biologische Vielfalt (Sandlund et al., 1996). Würden alle biogeographischen Schranken abgebaut, könnten theoretisch 70% aller Pflanzen, 65% aller Säugetiere und nahezu 50% aller Vogelarten ausgelöscht werden (Brown, 1995). Bisher gehen in die Schätzungen über die Schäden durch nichtheimische Organismen nur selten die sog. „Dienstleistungen" der Ökosysteme wie die Erhaltung biogeochemischer Kreisläufe, die Selbstreinigung der Gewässer, der lokale Klimaausgleich oder der Küstenschutz ein (Costanza et al., 1997; Kasten D 2.5-1). Doch bereits die ökonomischen Verluste sind erheblich. Allein die direkten Kosten der Schäden für die Landwirtschaft der USA durch nichtheimische Unkräuter werden auf jährlich 2–3 Mio. US-$ geschätzt. Zusammen mit den Verlusten, die in Viehzucht, Gartenbau und Forstwirtschaft entstehen, ergeben sich jährliche Kosten von 3,6–5,4 Mio. US-$, davon allein 1,5–2,3 Mio. US-$ für Herbizide (OTA, 1993).

E 3.6.1
Auftreten und Auswirkungen gebietsfremder Organismen

Massenentwicklungen eingeschleppter Arten in neuen Lebensräumen sind in der Regel nicht vorhersehbar. Viele nichtheimische Arten gelangen vermutlich mehrmals in ein Verbreitungsgebiet, bevor sie sich dort etablieren können. Mitunter benötigen gebietsfremde Arten Jahrzehnte, um sich an die neuen Bedingungen anzupassen. Erst danach kann es zu ihrer explosionsartigen Vermehrung kommen (Bright, 1998). Bei Pflanzen sind Latenzzeiten vermutlich weit verbreitet (Crooks and Soulé, 1996; Shiva, 1996). Allerdings kann sich die Bestandsdichte gebietsfremder Arten nach Einstellung eines neuen Gleichgewichtszustands nach einigen Jahren oder Jahrzehnten wieder verringern, wie dies in Europa etwa für die älteren Einschleppungen der Wasserpest (*Elodea canadensis*), der Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) und der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) beobachtet wurde (Spicer und Catling, 1988; Walz, 1992). Die Zunahme von Freßfeinden und Selbstregulationsmechanismen scheint nach einer gewissen Zeit zum Rückgang der Populationsdichten der oben genannten Arten geführt zu haben. Im Falle der Dreikantmuschel führt z. B. die Lagerung der Muscheln in mehreren Schichten übereinander dazu, daß die unteren Tiere ihre Schalen nicht mehr öffnen können (Walz, 1992). In jüngerer Zeit ist *Dreissena* auch in die nord-

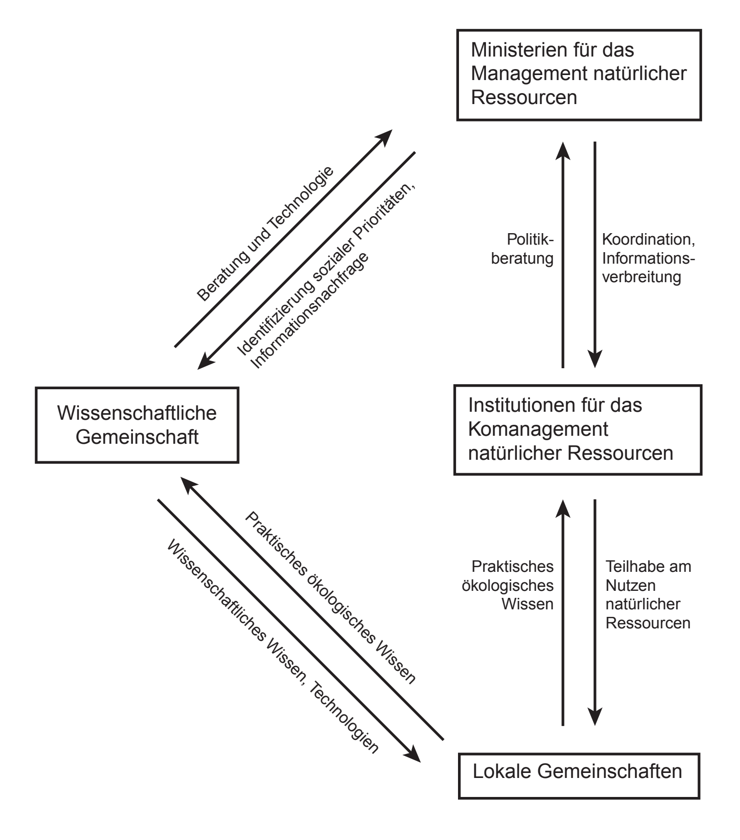
amerikanischen Großen Seen eingewandert und erfährt dort eine rasante Vermehrung und Ausbreitung (Ludyanski et al., 1993). Als Grundlage für Prognosen über die mögliche Ausbreitung gebietsfremder Arten und ihrer Folgen können Kenntnisse über bisherige Verbreitungsgeschichten und die Autökologie der betreffenden Arten dienen. Aufschlußreich sind hierbei Erfahrungen aus gut dokumentierten Einschleppungen in der Vergangenheit (z. B. Carlton, 1996; Williamson und Fitter, 1996). Besonders erfolgreiche, kosmopolitisch verbreitete Arten sollten, analog dem *Dirty Dozen* der persistenten organischen Schadstoffe, katalogisiert werden.

Daten über Ursachen und Folgen der Einführung gebietsfremder Organismen liegen nur in Ausnahmefällen vor, da die Wissenschaft erst seit den 80er Jahren verstärkt dieses Problem behandelt (z. B. Mooney und Drake, 1984; Drake et al., 1989; Vitousek et al., 1996). Daher ist unser Wissen über die Auswirkungen eingeschleppter Arten bisher sehr lückenhaft und auf relativ wenige, gut untersuchte Fallbeispiele beschränkt. Die Einführung nichtheimischer Organismen kann gravierende Auswirkungen auf Struktur und Funktion von Lebensgemeinschaften haben. Dabei kommt es u. U. zu einer Umverteilung von Arten und ihrer Populationsdichten und damit zu Veränderungen von Artenspektren, Biomasse und biogeochemischen Prozessen (Doyle, 1999).

Im einzelnen sind bisher die folgenden Effekte bekannt geworden:

- Durch die Einführung einer nichtheimischen Art erhöht sich häufig zunächst die Artenvielfalt. Oft folgt darauf aber aufgrund veränderter Räuber-Beute-Beziehungen, Konkurrenz und eingeschleppter Krankheiten eine Abnahme der Individuenzahl von einheimischen Arten, die später wiederum zu einer Abnahme der Gesamtartenzahl führt. Handelt es sich bei den eliminierten Arten um solche, die ausschließlich in dem betroffenen Lebensraum auftreten (endemische Arten), können diese als biologische Arten ausgelöscht werden (Kap. E 2.3). Im Baikalsee mit einem Anteil endemischer Pflanzen- und Tierarten von ca. 80% könnte sich die Einführung nichtheimischer Arten besonders gravierend auswirken und wird als mindestens ebenso schwerwiegende Bedrohung dieses einzigartigen Ökosystems angesehen wie die Degradation der Umweltbedingungen durch Eutrophierung und/oder Schadstoffeintrag (WBGU, 1998a). Einige Neophyten können für die Abnahme einiger Arten direkt verantwortlich gemacht werden: Beim Rückgang von 43 in Deutschland ausgestorbenen oder als gefährdet eingestuften Pflanzenarten waren gebietsfremde Organismen maßgeblich beteiligt (Korneck und Sukopp, 1988).
- Der ungebrochene Austausch von Faunen- und Florenelementen führt zu einer weltweiten Homogenisierung der Ökosysteme (Ritzer, 1995). Ein wichtiger Faktor ist dabei die Überwindung früher vorhandener Ausbreitungsschranken, die vorher eine geneti-

Abbildung E 3.5-1
Komanagementsystem.
Quelle: Gadgil, 1999



sche Isolation von Populationen bewirkte. Die Kreuzung ehemals genetisch isolierter Populationen (introgressive Hybridisation) kann zum Verlust bestimmter, genetisch festgelegter Merkmale führen. Bei der Hybridisierung mit nichtheimischen Arten kann es durch die Einführung neuer Allele zum Aussterben von Arten kommen, die ortsspezifische Anpassungen an bestimmte Umweltveränderungen aufweisen (Tautz und Schliewen, 1999). Kaum untersucht ist bisher, welche Folgen die Homogenisierung von Floren und Faunen für die Neuentstehung von Arten haben kann (Vermeij, 1996).

- Durch die Invasion nichtheimischer Arten kann die Geschwindigkeit, ja sogar die Richtung der Sukzession, d. h. die zeitliche Aufeinanderfolge verschiedener Organismengruppen infolge gerichteter Veränderungen der Lebensbedingungen, beeinflußt werden. Dies kann z. B. durch Veränderungen der chemischen Verhältnisse im Boden erfolgen, wie etwa in Südwestdeutschland durch die Anpflanzung von Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) eine Versauerung der Böden (Knörzer et al., 1995) oder in Berlin/Brandenburg durch die Ausbreitung der ebenfalls nichtheimischen Falschen Akazie (*Robinia pseudoacacia*) eine Stickstoffanreicherung in den Böden (Kowarik, 1992) erfolgte.
- Unter den Wechselwirkungen gebietsfremder Arten untereinander standen bisher überwiegend negative Interaktionen wie Konkurrenz um Ressourcen im Mittelpunkt des Forschungsinteresses. Bis jetzt gibt es aber nur wenige direkte Hinweise für die Annahme, daß Interaktionen zwischen verschiedenen gebietsfremden Organismen tatsächlich weitere Einführungen verhindern (Biotische-Resistenz-Hypothese). Eine neuere Literaturanalyse (Simberloff und von Holle, 1999) zeigt vielmehr, daß Interaktionen zwischen eingeführten Organismen zumindest ebenso häufig auch selbstverstärkende Wechselwirkungen haben (Faszilitation). Positive Interaktionen zwischen eingeführten Arten können auf diese Weise die negativen Auswirkungen auf die betroffenen Ökosysteme beschleunigen (Invasional-meltdown-Hypothese). Synergistische Effekte zwischen gebietsfremden Arten könnten zu einer unerwarteten, plötzlichen Beschleunigung weiterer Ansiedlungen führen. In diesem Fall wäre der Prävention von Einführungen ein höherer als der bisherige Stellenwert einzuräumen.

Negative Auswirkungen gebietsfremder Organismen auf die menschliche Gesundheit, Wirtschaft und weitere, indirekte Einflüsse auf Ökosysteme wurden vom Beirat bereits dargelegt (WBGU, 1999a).

Für die Erarbeitung wirkungsvoller Strategien zur Bekämpfung unerwünschter Invasionen bzw. ihrer Auswirkungen müßten umfassendere Untersuchungen nach übergeordneten Gesichtspunkten durchgeführt werden (Vermeij, 1996). Die vielen Einzelinformationen über gebietsfremde Arten sollten in Datenbanken zentral zusammengefaßt und allgemein zugänglich gemacht werden, um eine schnelle Analyse der mit der Einführung einer gebietsfremden Art entstehenden Probleme zu ermöglichen. Koordinierung, Standardisierung und Vereinfachung der weltweit und national bereits existierenden oder in Planung begriffenen Datenbanken könnten zu mehr Konsistenz führen und Überschneidungen vermeiden helfen. Konkrete Vorschläge als Arbeitsgrundlage zu Anforderungen an derartige Datenbanken existieren bereits (Simberloff et al., 1999).

Befunde aus dem aquatischen Milieu sollen hier vor allem die Mechanismen verdeutlichen, die für das Problem nichtheimischer Organismen generell von Bedeutung sind (Kasten E 3.6-1): Von den etwa 3.000 gemeldeten Einführungen nichtheimischer Arten in aquatische Ökosysteme sind inzwischen fast die Hälfte dauerhaft in der freien Natur etabliert (FAO, 1999e). Die Hauptursache für diese Einführungen ist mit 38% die Aquakultur. Wie in der Landwirtschaft haben auch im aquatischen Bereich eingeführte Arten einen erheblichen Anteil an der Produktion. Weltweit werden etwa 10% der durch Aquakultur erzeugten Produktion mit eingeführten Organismen erzielt. In Asien, wo die Aquakultur mit heimischen Organismen ihren Ursprung nahm, ist ihr Anteil gering, kann in anderen Kontinenten dagegen sehr bedeutend sein. So stammt 97% der Produktion von Krebsen in Europa, 96% der Fischproduktion in Südamerika und 85% in Ozeanien aus der Züchtung eingeführter Organismen (FAO, 1999f; Kap. E 3.4). Weltweit erfolgten 10% aller Einführungen im aquatischen Bereich durch Regierungsprogramme. Die Privatwirtschaft zeichnet in 6% der Fälle verantwortlich. Andere Einführer, Einzelpersonen und internationale Organisationen veranlaßten etwa 8% der Einführungen. In den meisten Fällen jedoch (76%) war ein Verursacher nicht mehr auszumachen (FAO, 1999g). Im Falle negativer Folgen, könnte also, selbst wenn die jeweilige nationale Gesetzgebung dies erlaubte, niemand für einen Schaden haftbar gemacht werden. Eine Bewertung durch die FAO ergab, daß Auswirkungen durch die Einführung gebietsfremder Arten sowohl auf aquatische Ökosysteme als auch auf sozioökonomischen Aspekte in 80% der Fälle nicht beurteilt werden konnten. Die Einstufung der bewertbaren Fälle zeigte hingegen, daß 407 Einführungen positiv hinsichtlich ihrer sozioökonomischen Effekte (z. B. Fischerträge) beurteilt wurden, jedoch nur 94 als eindeutig negativ (FAO, 1999h). Für die Auswirkungen auf die natürliche Umwelt war dieses Verhältnis umgekehrt. 213 der Fälle hatten negative ökologische Folgen. In 129 Fällen wurden die Auswirkungen auf die Umwelt positiv beurteilt (FAO, 1999i). Diese Zahlen illustrieren das Dilemma zwischen möglicherweise positiven wirtschaftlichen Aspekten und oft negativen Folgen für die Umwelt (Kap. E 2.3).

E 3.6.2 Fallbeispiele

Deutschland

In Deutschland wird die Zahl der Neozoen auf 740 Arten geschätzt, von denen 190 als dauerhaft etabliert gelten. Deutliche taxonomische Schwerpunkte finden sich dabei unter den Fischen, Weich- und Krebstieren in limnischen Ökosystemen sowie bei Säugetieren und Vögeln. Derzeit sind außerdem 35 eingeschleppte Pilzarten nachgewiesen. Die Inventarisierung des eingeführten Tier- und Pilzbestands steht jedoch hinter dem der Pflanzen deutlich zurück. Mindestens 417 gebietsfremde Pflanzenarten sind dauerhaft eingebürgert und stellen mit etwa 12% einen signifikanten Anteil an der gesamten Artenzahl dar (WBGU, 1999a). Zahlreiche Neophyten prägen gestörte Standorte, wie städtische und industrielle Flächen sowie vom Menschen angelegte Äcker und Auen. Zur Zeit werden 20–30 Neophyten als problematisch eingestuft und bekämpft (z. B. Riesenbärenklau, Kanadische Goldrute). Es stellt sich dennoch die Frage, inwieweit in jedem Falle eine Generalprävention oder Kontrolle gerechtfertigt ist (Kowarik, 1999). Hier besteht Forschungsbedarf, um schädliche Auswirkungen von Neophyten auf die von ihnen besiedelten Lebensgemeinschaften zu überprüfen. Die Prüfung muß sowohl den Nutzen als auch die Umsetzung und Umweltverträglichkeit gegebenenfalls eingeleiteter Maßnahmen umfassen und Grundlage für das erforderliche Management sein.

Inseln mit hohem Endemismus

Die Lebensgemeinschaften auf Inseln mit einem hohen Anteil endemischer Arten reagieren besonders empfindlich auf die Einführung nichtheimischer Arten. In Neuseeland sind seit 1840 über 80 Säugetierarten eingeschleppt worden. Dazu gehören Opossum, Katze, Hermelin, Kaninchen und Rothirsch. Die bisher taxonomisch erfaßten 2.700 einheimischen Pflanzenarten repräsentieren neben den 20.000 gebietsfremden Arten nur noch einen vergleichsweise kleinen Teil der Flora. 200 der eingeführten Arten verursachen schwere ökologische Schäden (Bosselmann, 1999).

Auf Hawaii wird die als „Stille Invasion“ bezeichnete Einführung von Insekten, Schlangen, Unkräutern und Schädlingen als die größte ökonomische und ökologische Bedrohung angesehen (HEAR, 1998). Der Schaden durch mit diesen Organismen eingeführte Krankheiten wird auf viele Mio. US-$ geschätzt. Das Aussterben endemischer Arten, die Zerstörung heimischer Wälder und die Verbreitung von Krankheiten werden als schwerwiegendste Folgen für die Ökosysteme genannt. Handel und Tourismus haben die Einführung gebietsfremder Organismen stark beschleunigt. Trotz erheblicher Anstrengungen erwarten die zuständigen Behörden wegen der Lücken im gegenwärtigen Präventionssystem und des fehlendes Problembewußtseins in der Öffentlichkeit eine weitere Verschlechterung der Lage.

E 3.6.3 Internationale Vereinbarungen

Auf internationaler Ebene gibt es heute 18 Abkommen, die das Problem der Bioinvasion behandeln (Tab. E 3.6-1). Allerdings sind die Regelungen von sehr unterschiedlicher Tragweite. Eine besonders strikte, selbstvollziehende Regelung enthält das Umweltschutzprotokoll zum Antarktisvertrag (Madrider Protokoll), in dem kategorisch sämtliche Fremdarten mit Ausnahme einiger weniger Organismen, die in einem Annex im einzelnen aufgeführt sind, ausgeschlossen werden (Bright, 1998). Von globaler Bedeutung für die Frage der Einschleppung gebietsfremder Arten sind vor allem folgende Abkommen:

1. *Internationales Pflanzenschutzabkommen,* IPPC: 1951 wurde die IPPC zum Schutz von Pflanzen und pflanzlichen Produkten vor der Ausbreitung und Einführung von Schädlingen, die sich infolge des internationalen Handels ausbreiten und so zu starken Ertragseinbußen führen, vereinbart. Die Vertragsstaaten verpflichteten sich zu regelmäßigen Inspektionen der wichtigen Exportgüter und zu Maßnahmen für die Kontrolle und Ausrottung der Erreger neuer Seuchen. Darüber hinaus wurden Nebenvereinbarungen für bestimmte Gebiete, Schädlinge oder Transportformen getroffen. 1997 wurde in einer Abänderung versucht, die IPPC in Einklang mit den Bestimmungen des 1994 geschaffenen *Agreement on the Application of Sanitary and Phytosanitary Standards* (SPS) der Welthandelorganisation zu bringen: Maßnahmen, die einer auftretenden Seuche entgegenwirken sollen, dürfen nicht den Warenstrom einschränken. Auf der anderen Seite sieht das SPS handelsbeschränkende Maßnahmen unter gewissen Voraussetzungen vor, soweit das Leben oder die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen betroffen sein könnte.
2. *Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume:* Das 1979 in Bern unterzeichnete Übereinkommen, das entgegen seines Namens nicht auf Europa beschränkt ist, sondern auch anderen Staaten offensteht, dient dem weltweiten Schutz der wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume. Zu diesem Zweck verpflichtet sich jede Vertragspartei (Art. 11 II lit. a) „die Wiederansiedelung einheimischer Pflanzen- und Tierarten zu fördern, wenn dadurch ein Beitrag zur Erhaltung der gefährdeten Art geleistet würde, vorausgesetzt, daß zunächst auf der Grundlage der Erfahrung der

Vertragsparteien untersucht wird, ob eine Wiederansiedelung erfolgreich und vertretbar wäre“.

3. *Seerechtskonvention* , UNCLOS: 1982 wurde die UNCLOS vereinbart, welche die Vertragsstaaten zu allen notwendigen Maßnahmen zur Verhütung, Verringerung und Überwachung der absichtlichen und zufälligen Zuführung fremder oder neuer Arten auffordert (Art. 196 I). Dieser Passus schließt gentechnisch veränderte Organismen mit ein. Weiterhin wird die Entwicklung von Verfahren zur Unterbindung von Einwanderungen und die Erforschung von Kontrollmethoden gefordert. Diese Konvention bietet die völkerrechtliche Grundlage, marinen Invasionen wirkungsvoll entgegen zu treten, z. B. für Regelungen im Bereich des Ballastwassers (IMO-Richlinie, s. Kasten E 3.6-1) oder der Aquakultur (OTA, 1993).
4. *Biodiversitätskonvention* , CBD: Innerhalb der CBD finden sich Vorschriften für eine effektive Bekämpfung der Einwanderung nichtheimischer Arten (Art. 8 lit. h; Kap. I 4). Darin verpflichten sich die Vertragsstaaten „soweit möglich und sofern angebracht, die Einbringung gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden, zu verhindern, und diese Arten zu kontrollieren oder zu beseitigen“. Dazu werden von den Vertragsstaaten Strategien entwickelt. Einige Staaten überarbeiten ihre Quarantänebestimmungen und -praktiken und haben Kontrollen eingeführt, die sowohl die gewollte als auch die ungewollte Einführung nichtheimischer Arten berücksichtigt. Ein Schwerpunkt wird auch auf die Öffentlichkeitsarbeit zu diesem Thema gesetzt.

Innerhalb Europas sind folgende Regelungen von Bedeutung: Die Konvention zum Schutz der Alpen, sowie innerhalb der EU die Flora-, Fauna-, Habitatrichtlinie, die Artenschutzrichtlinie und die Vogelschutzrichtlinie.

Auf der politischen Ebene folgten der Ratifizierung der o. g. Abkommen 1996 internationale Konferenzen, wie die Norway/UN Conference on Alien Species in Trondheim und der OECD Workshop on the Ecology of Introduced, Exotic Wildlife: Fundamental and Economic Aspects in Ammarnäs/Schweden. Seit 1996 arbeitet das Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) zusammen mit UNEP, IUCN, UNESCO und dem International Institute of Biological Control im Rahmen des Global Invasive Species Program (GISP) an einer globalen Strategie für den Umgang mit nichtheimischen Arten . Dieses Programm enthält neben einem Aktionsplan auch klare grundsätzliche Absichtserklärungen, welche die Dringlichkeit des Handelns unterstreichen (Mooney, 1996). Als Ergänzung dazu sind weitere Richtlinien von der Invasive Species Group der IUCN (ISSG) erarbeitet worden (Clout und Lowe, 1996). Darüber hinaus wurde durch die COP das Subsidiary Body on Scientific Technical and Technological Advice (SBSTTA) beauftragt, Handlungsempfehlungen zur Verhinderung der Auswirkungen von nichtheimischen Arten zu entwickeln. Als Tagesordnungspunkt wurden bei dem 4. Treffen der SBSTTA (SBSTTA-IV) im Juni 1999 die wichtigsten Maßnahmen für geographisch und evolutionär isolierte Ökosysteme bestimmt und nach Bewertung des GISP auch Vorschläge zur weiteren Entwicklung dieses Programms gemacht (SBSTTA-IV, 1999). Das Sekretariat der CBD wird in Zukunft zu diesen Punkten mit den oben genannten Organisationen, die Empfehlungen für den Umgang mit nichtheimischen Arten entwickelt haben, zusammenarbeiten. Wichtige Elemente der erarbeiteten Empfehlungen werden in Kap. E 3.6.5 aufgegriffen.

E 3.6.4
Beispiele für nationale Gesetzgebungen

In *Deutschland* findet sich eine zentrale Vorschrift über den Umgang mit nichtheimischen Arten im Bundesnaturschutzgesetz (Art. 20 d II). Abschließend ist diese Regelung jedoch nicht. Zum einen liegt dies an der Aufteilung der Gesetzgebungskompetenz zwischen Bund und Ländern, zum anderen finden sich die Regelungen innerhalb verschiedener spezialgesetzlicher Vorschriften (Gentechnik, Tierschutz, Hochsee- und Küstenfischerei, Schiffahrt) wieder (Ginzky, 1998). Darüber hinaus liegen in folgenden Bereichen unzureichende Regelungen vor (Fisahn, 1999):

- Die willkürliche und wissentliche Ausbringung nichtheimischer Organismen ist zwar untersagt bzw. genehmigungspflichtig, für die unwissentliche Einschleppung bestehen aber keinerlei Regelungen.
- Für die Land- und Forstwirtschaft bestehen Ausnahmen in den Einschränkungen zum Ausbringen gebietsfremder Organismen.
- In der deutschen Gesetzgebung existieren bisher fast ausschließlich Regelungen für Tiere und Pflanzen. Mikroorganismen werden hingegen nicht ausdrücklich berücksichtigt.

In *Neuseeland* werden unter dem Biosecurity Act von 1993 und dem Hazardous Substances and New Organisms Act von 1996 Umwelt, Gesundheit und Sicherheit als Schutzgüter definiert. Einfuhr, Zucht oder Aussetzung gebietsfremder Organismen sind verboten und mit einem Genehmigungsvorbehalt versehen. In den Begriff „Neue Organismen“ werden Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen, aber auch Unterarten sowie gentechnisch veränderte Organismen einbezogen. Die Stärke des Gesetzes liegt in der Kontrolle der beabsichtigten und unbeabsichtigten Einführung neuer Organismen sowie in Instrumenten zur Ausrottung und Kontrolle bereits etablierter, unerwünschter Organismen. Trotz des beispielhaften Charakters der bestehenden Gesetze wird ihre Umsetzung durch die Zersplitterung der Verwaltungskompetenzen auf eine Vielzahl von Ministerien und den begrenzten Sachverstand einzelner Vollzugsorgane erschwert (Bosselmann, 1999; Fisahn und Winter, 1999).

Tabelle E 3.6-1
Multilaterale Vereinbarungen, die auf nichtheimische Arten verweisen, nach Unterzeichnungsjahr geordnet. Vereinbarungen über genetisch modifizierte Organismen und Krankheiten des Menschen sind nicht berücksichtigt. Vereinbarungen in eckigen Klammern sind noch nicht in Kraft.
Quelle: Glowka und de Klemm, 1996; Bright, 1998

Jahr	Vereinbarung
1951	IPPC International Plant Protection Convention (Internationales Pflanzenschutzabkommen)
1958	Convention Concerning Fishing in the Waters of the Danube (Übereinkommen betreffend das Fischen in der Donau)
1964	Agreed Measures for the Conservation of Antarctic Fauna and Flora (Vereinbarte Maßnahmen zum Schutz der Tier- und Pflanzenwelt in der Antarktis)
1968	African Convention on the Conservation of Nature and Natural Resources (Afrikanisches Übereinkommen über die Erhaltung der Natur und der natürlichen Ressourcen)
1976	Convention on the Conservation of Nature in the South Pacific (Übereinkommen betreffend den Naturschutz im Südpazifik)
1979	Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume)
1979	CMS Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten)
1980	Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (Übereinkommen über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis)
1982	UNCLOS United Nations Convention on the Law of the Sea (Seerechtskonvention der Vereinten Nationen)
1982	Benelux Convention on Nature Conservation and Landscape Protection (Benelux-Übereinkommen über die Erhaltung der Natur und den Schutz der Landschaft)
1985	[ASEAN Agreement on the Conservation of Nature and Natural Resources] (Vereinbarung über die Erhaltung der Natur und der natürlichen Ressourcen)
1991	[Protocol of the Antarctic Treaty on Environmental Protection] (Protokoll zum Antarktis-Vertrag über Umweltschutz)
1992	CBD Convention on Biological Diversity (Biodiversitätskonvention)
1992	[Convention for the Conservation of the Biodiversity and the Protection of Wilderness Areas in Central America] (Konvention über die Erhaltung der biologischen Vielfalt und den Schutz vorrangiger Waldgebiete Mittelamerikas)
1994	[Agreement on the Preparation of a Tripartite Environmental Programme for Lake Victoria] (Abkommen über die Vorbereitung eines trilateralen Umweltprogramms für den Viktoriasee)
1994	Protocol for the Implementation of the Alpine Convention in the Field of Nature Protection and Landscape (Konvention zum Schutz der Alpen)
1994	North American Agreement on Environmental Cooperation (Nordamerikanisches Abkommen über Umweltzusammenarbeit)
1995	[Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds] (Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel)

In *Großbritannien* wurde das Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume nach Unterzeichnung 1979 im Wildlife and Countryside Act von 1981 in nationales Recht umgesetzt. Obwohl diese Gesetzgebung im europäischen und internationalen Bereich als weitreichend angesehen wird, gilt das Gesetz in der Praxis als wenig wirksam, da eine unabhängige Körperschaft im Lizensierungsverfahren fehlt, die Öffentlichkeit immer noch ein unterentwickeltes Problembewußtsein aufweist, Strafmaße nicht festgelegt sind und nur selten die Verursacher einer Einführung festgestellt werden (Purdy und Macrory, 1998).

E 3.6.5
Fazit für den Forschungs- und Handlungsbedarf

- *Wissenschaftliche Datenbanken über Einschleppungen schaffen* . Eine allgemein zugängliche Datenbank über gebietsfremde Arten muß durch Koordination des GISP geschaffen werden, die alle Informationen darüber zentral bündelt.
- *Verfahren zur Ausrottung unerwünschter Einschleppungen entwickeln.* Die Voraussetzung und Möglichkeit für die umweltverträgliche Ausrottung unerwünschter gebietsfremder Arten muß geprüft wer-

Kasten E 3.6-1

Artenverschleppungen durch Schiffe

Durch Schiffsverkehr werden Arten über das Ballastwasser, die Sedimentablagerungen in den Ballasttanks sowie den Aufwuchs an der Schiffsaußenhaut verschleppt. Seit Ende des letzten Jahrhunderts sind etwa 170 nichtheimische Arten in Nord- und Ostsee eingeführt worden (Gollasch und Dammer, 1996).

Eingeschleppte Schädlinge (Krankheitserreger, Parasiten und toxische Algen) verringern die Erträge aus Aquakultur und im Bereich der Sportfischerei. Algenblüten verschlechtern die Gewässergüte und können sich negativ auf den Tourismus und andere Nutzungsformen der betroffenen Ökosysteme auswirken. Die Einschleppung von Aufwuchsorganismen kann überdies zu erhöhten Reinigungskosten, z. B. von Kühlwasser- und Hafenanlagen sowie von Schiffen führen.

Der wichtigste Vektor für den weltweiten Transfer mariner Arten ist das Ballastwasser von Schiffen. Jährlich werden weltweit schätzungsweise 10 Mrd. t Ballastwasser transportiert, darin erreichen täglich 3.000–4.000 Arten einen neuen Standort. In einer ersten europäischen Bestandsaufnahme an 211 Schiffen wurden im Untersuchungszeitraum 1992–1995 insgesamt 404 nichtheimische Arten nachgewiesen. Das Spektrum reichte von mikroskopischen Algen über Muscheln, Schnecken und Krebse bis zu 15 cm langen Fischen im Ballastwasser (Gollasch et al., 1995; Lenz et al., 1999). Jedes einzelne Schiff transportierte in Ballastwasser, Aufwuchs der Schiffsaußenhaut und den Sedimenten der Ballasttanks potentiell eine ausreichende Anzahl von Organismen für die Etablierung einer neuen Art in unseren Gewässern.

Eine Hochrechnung des in deutschen Häfen gelenzten Ballastwassers auf außereuropäische Gewässer ergab einen Eintrag von etwa 2 Mio. m^3 jährlich. Durchschnittlich wurde bei den Schiffsuntersuchungen etwa pro Liter Ballastwasser 1 Individuum gefunden. Daraus ergibt sich ein Organismeneintrag allein durch Ballastwasser von mehreren Mio. Individuen Tag^{-1}.

Um den Organismengehalt im Ballastwasser möglichst gering zu halten, wurde eine chemische Behandlung vorgeschlagen, etwa durch Chlorierung, die in einigen südamerikanischen Häfen wegen der Choleragefahr bereits gängige Praxis ist. Neben dieser umweltbelastenden Methode werden derzeit weitere Verfahren, wie etwa Filtration oder Erhitzung des Ballastwassers entwickelt. Da angenommen wird, daß Hochseeplankton in Küstengewässern nicht überleben kann und Organismen küstennaher Meeresgebiete in Hochseebereichen absterben, wird von der International Maritime Organization (IMO) in London der komplette Ballastwasserwechsel auf hoher See in der „Richtlinie zur Minimierung der Einschleppung unerwünschter aquatischer Organismen und Krankheitserreger durch Schiffsballastwasser“ empfohlen (IMO, 1998). Diese Maßnahme kann bei weltweiter Anwendung erheblich zur Reduzierung unbeabsichtigter Einführungen nichtheimischer Arten im aquatischen Ökosystem führen. Daher sollte die Implementierung dieser Richtlinie auf globaler Ebene weiter vorangetrieben werden.

den. Zu diesen Arten können Infektionskrankheiten sowie Pflanzen und Tiere mit ausreichend langen Generationszyklen gehören.

- *Prognosen über mögliche Auswirkungen von Einschleppungen verbessern.* Zukünftige Forschung muß zeigen, inwieweit die erfolgreiche Etablierung und Häufigkeit gebietsfremder Arten im Herkunftsland und weitere zu identifizierende Indikatoren sich als generell tragfähig erweisen. Dabei müssen auch die Wechselwirkungen zwischen eingeführten Arten untersucht werden. Anstrengungen müssen unternommen werden, um neue Techniken (z. B. Fernerkundung und GIS) zum Aufspüren von nichtheimischen Arten zu nutzen.
- *Relevante Begriffe definieren und in nationale Gesetzgebungen aufnehmen.* Klare Definition und Vereinheitlichung der Begriffe im Zusammenhang mit der Verschleppung von Arten auf globaler Ebene im Rahmen der CBD durch die COP (mit Hilfe von z. B. GISP, FAO, IMO, WHO) mit dem Ziel der einheitlichen Verwendung dieser Definitionen in nationalen Gesetzeswerken. Harmonisierung der Bestimmungen im Zusammenhang mit der Einführung gebietsfremder natürlicher Arten und gentechnisch veränderter Arten, da zahlreiche Probleme in beiden Fällen ähnlich gelagert sind.
- *Überprüfbarkeit der bestehenden Regelungen für gewollte Einführungen verbessern.* Bereits jetzt unterliegt in vielen Ländern die beabsichtigte Einführung gebietsfremder Organismen einer Genehmigungspflicht; Defizite herrschen in vielen Ländern hinsichtlich der Überprüfbarkeit bestehender Regelungen und möglicher Sanktionen gegenüber Vergehen. Bei der Einführung einer nichtheimischen Art sollte immer das Vorsorgeprinzip zugrunde gelegt werden. Daher müssen vor einer gewollten Einführung, wie in SBSTTA-IV gefordert, Umweltverträglichkeitsprüfungen durchgeführt werden. Diese Bestimmungen müssen auch für Freisetzungen in der Land- und Forstwirtschaft gelten.
- *Prävention und Management von unbeabsichtigten Einschleppungen.* Die Verantwortlichen für die ungewollte Einfuhr gebietsfremder Arten müssen bestimmt werden. Zum einen müssen die Verursacher solcher „Unfälle“ haftbar gemacht werden, zum anderen müssen internationale und nationale Behörden für die Prävention und für das Management im Notfall ausgewählt werden. Unbeabsichtigte Einschleppungen sollten durch Grenz- und Saatgutkontrollen, logistische Maßnahmen (durch die IPPC geregelt) wie verkürzte Standzeiten im Containerverkehr (Simberloff et al., 1999), vor allem aber durch Bewußtseinsbildung in der Bevölkerung und wichtigen Zielgruppen (Touristen, Jäger, Fischer, Aquarianer, Förster, Landwirte, Gartenbesitzer) verhindert werden. Ein Frühwarnsystem sollte für den Notfall entwickelt werden. Bereits heute können Analysen von Einführungen in verschiedenen Gebieten auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede (z. B. Williamson und Fitter, 1996; Carlton, 1996) hinweisen und für die Frühwarnung und Präventionsmaßnahmen eingesetzt werden.

- *Einbringung durch Schiffsverkehr: IMO-Richtlinie weiter implementieren.* Die Implementierung der IMO-Richtlinie „zur Minimierung der Einschleppung unerwünschter aquatischer Organismen und Krankheitserreger durch Schiffsballastwasser" sollte auf globaler Ebene weiter vorangetrieben werden.

E 3.7 Tourismus als Instrument für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre

E 3.7.1 Nachhaltiger Tourismus zum Schutz der Biosphäre – eine begriffliche Eingrenzung

Das Ziel der Nachhaltigkeit ist nach Ansicht des Beirats eine Herausforderung für alle Arten von Tourismus und sollte nicht auf Nischenmärkte wie den Ökotourismus beschränkt werden. Daher stehen in diesem Kapitel Strategieansätze zum Schutz der Biosphäre für alle Tourismusformen im Zentrum. Nachhaltiger Tourismus wird hier als ein übergeordnetes Konzept aufgefaßt, das sich mit der Frage beschäftigt, wie die negativen ökologischen Wirkungen des Tourismus (z. B. Massen- und Naturtourismus) auf ein akzeptables Maß reduziert werden können. Dabei ist dieses Konzept von den Grundsätzen der Erklärung von Rio de Janeiro über Umwelt und Entwicklung und den Empfehlungen der AGENDA 21 geleitet. Der Beirat versteht in einer ersten Annäherung unter nachhaltigem Tourismus eine Form des Tourismus, die grundlegende ökologische, soziale, kulturelle und ökonomische Leitplanken nicht überschreitet, also ressourcenschonend ausgerichtet und lokal beschäftigungswirksam ist, kulturell angepaßt, die sich durch lokale breitenwirksame Wohlfahrtseffekte auszeichnet und zum Ausgleich wirtschaftlicher Disparitäten beiträgt.

Zum Begriff „nachhaltiger Tourismus" gibt es keine international einheitliches Konzept. So hat beispielsweise der Europarat „nachhaltigen Tourismus" definiert als eine Form touristischer Aktivität oder Enwicklung,

– bei der die Umwelt respektiert wird,
– bei der die langfristige Erhaltung natürlicher und kultureller Ressourcen gesichert ist und
– die sozial und wirtschaftlich verträglich und gerecht ist (Recommendation R(95)10).

Naturtourismus ist ein ebenfalls häufig verwendeter Begriff. Darunter wird eine Form der Freizeitgestaltung verstanden, die sich speziell auf naturnahe Gebiete oder auf Schutzgebiete konzentriert, wie beispielsweise Natur- und Tierbeobachtung (Safari), Fischen und Jagen oder Wissenschaftstourismus. Der Naturtourismus spielt als Teilbereich des allgemeinen Tourismus nur eine geringe Rolle bei der Degradation der Biosphäre. Eine Sonderform des Naturtourismus ist der Ökotourismus: Unter Ökotourismus werden „Formen des Naturtourismus verstanden, die in verantwortungsvoller Weise negative Umweltauswirkungen und sozio-kulturelle Veränderungen zu minimieren suchen, zur Finanzierung von Schutzgebieten beitragen und Einkommensmöglichkeiten für die lokale Bevölkerung schaffen" (BMZ, 1995b). Ausgangspunkt für die Entwicklung eines hier nur angedachten und auf die Biosphäre konzentrierten globalen Tourismuskonzeptes könnte aus der Sicht des Beirats die Zuweisung von regional unterschiedlichen touristischen Nutzungsintensitäten sein. Dabei wäre zu unterscheiden zwischen (siehe Kap. E 3.3.1 und E 3.9):

- Landschaftstyp *Schutz vor Nutzung*: In dieser Zone sind keine Eingriffe oder Veränderungen eines naturnahen Ökosystems erlaubt.
- Landschaftstyp *Schutz trotz Nutzung*: In dieser Zone ist der Massentourismus erlaubt, ja erwünscht. Die Inkaufnahme verdichteter und eingegrenzter (Küsten)Tourismuslandschaften verhindert das viel schädlichere „Ausfransen" in die Fläche. Die Unterbringung in „Bettenburgen", die Konzentration auf bestimmte Regionen (z. B. Inseln, Täler) ist ökologisch sinnvoller als die individuelle Streuung der Touristenströme in die Naturlandschaft. Ziel ist es, diese Form des Tourismus möglichst nachhaltig zu gestalten.
- Landschaftstyp *Schutz durch Nutzung*: Für diese Zone müssen regionalspezifische Konzepte des Schutz- und Pufferzonenmanagements entwickelt werden. Der Tourismus in diesen Gebieten bleibt zahlenmäßig beschränkt und dient gleichzeitig dem Schutz und die Erhaltung der Umwelt (Kap. E 3.3.3). Viele kleine Inselstaaten praktizieren einen kontrollierten Tourismus: Auf den Seychellen unterliegt die Ausbreitung touristischer Infrastruktur einer strengen Kontrolle. Bermuda hat die Zahl der Tagesbesucher von Kreuzfahrtschiffen beschränkt. In Vanuatu hat man die touristische Nutzung auf drei Inseln konzentriert. Andere Länder verlangen bei Einreise eine Touristensteuer oder eine Besuchererlaubnis.

E 3.7.2 Aktuelle Entwicklungstendenzen des globalen Tourismus

Der Tourismus zählt zu den weltweit am stärksten wachsenden wirtschaftlichen Aktivitäten. 1997 stellte er rund 1/3 aller weltweiten Dienstleistungen. Nach Angaben der Welt-Tourismus-Organisation (WTO) wächst der Weltreiseverkehr jährlich um rund 4% und verdoppelt sich etwa alle zwanzig Jahre. Die Menschheit befindet sich im Zeitalter des Massentourismus: 1998 wurden über 625 Mio. internationale Touristen gezählt.

Neben kulturhistorischen Sehenswürdigkeiten steht in einer sich zunehmend urbanisierenden Welt überwiegend die Natur im Zentrum des Tourismus (daß es auch

andere Ziele im Urlaub gibt, zeigt der „Ballermann-II-Tourismus“). Da der Tourismus in den meisten Fällen der Erholung dient, ist eine intakte und attraktive Natur grundlegend. Entsprechend konzentriert sich der Tourismus heute auf

- Küstengebiete und Inseln,
- Bergregionen,
- „Naturgebiete“ wie Wälder, Feuchtgebiete, Binnengewässer, Steppen und Wüsten sowie arktische und Polargebiete.

Die Mehrzahl der Touristenströme bewegt sich innerhalb der Industrieländer. Über 70% der internationalen Reisen finden in Europa (59%) und Nordamerika (14%) statt. Allerdings steigt der Anteil der Fernreisen in Entwicklungsländer. Die größten Zuwächse waren in Ostasien und dem pazifischen Raum zu verzeichnen. 1975 lag der Anteil dieser Region an den internationalen Reisen bei 3,9%, 1997 bei 14,7% (gemessen in Ankünften). Der Anteil an den internationalen Touristenströmen liegt heute in Afrika bei 3,8%, im Nahen Osten bei 2,4% und in Südasien bei 0,8% (World Tourism Organization, 1997). Ohne Südamerika, für das keine gesonderte Zahlen vorliegen, beläuft sich der Anteil der der Entwicklungsländer an den internationalen Touristenströmen auf 21,6%. Insgesamt muß heute von einem Anteil aller Entwicklungsländer an den internationalen Touristenströmen von etwa 25–30% ausgegangen werden.

Die Schädigung der Biosphäre und sozioökonomische Probleme

Die Biosphäre wird in vielfältiger Weise durch den Tourismus geschädigt. Dabei ist der Beeinträchtigungsgrad nicht nur abhängig von der Intensität des Eingriffs sondern auch von der Empfindlichkeit des Standorts sowie den bestehenden Belastungen. Dabei wird die Biosphäre direkt, etwa durch tourismusbedingten Habitatverlust für seltene Pflanzen und Tiere, und indirekt über die tourismusbedingte Schädigung weiterer Umweltmedien wie Klima, Wasser, Boden oder die Ozonschicht beeinträchtigt.

Tourismus kann den Verlust der biologischen Vielfalt beschleunigen, er kann zur Bodendegradation und Bodenversiegelung beitragen und die Probleme der Süßwasserversorgung (Sinken des Grundwasserspiegels und Salzwasserintrusion an Küsten) verschärfen. Zudem können Entsorgungsprobleme für Abfall und Abwässer entstehen. Ein bedeutsamer Motor dieser Entwicklung ist der Flächenbedarf für touristische Infrastruktur, der durch Hotel- und Ferienanlagen, Golfplätze, Sportanlagen und die Verkehrserschließung (Flughäfen, Straßen, Seilbahnen, Parkplätze usw.) entsteht. Besonders naturnahe Aktivitäten wie Trekking, Skifahren, Tauchen, Safaris oder selbst Wandern belasten Tiere und Pflanzen. Die Störung eines Adlerhorstes durch einen einzigen Menschen kann z. B. schon ausreichen, um dieses Tier zu gefährden bzw. zu vertreiben (Kasten E 3.7-1). In europäischen und nordamerikanischen Nationalparks wurden daher Zonen mit saisonalem Zugangsverbot für Besucher ausgewiesen. Hinzu kommen die Umweltprobleme durch das weltweit steigende Verkehrsaufkommen. Die Zahl der Urlaubsflüge steigt, sie machen bereits 40% des Flugverkehrsaufkommens aus (Stock, 1998).

Die sozioökonomischen Probleme, die durch Tourismus ausgelöst oder verschärft werden können, sind vielfältig. Typisch sind z. B. Nutzungskonflikte um knappe Ressourcen (Wasser, Boden), mangelnde lokale Einkommenseffekte, Verdrängung der angestammten Bevölkerung durch Bauprojekte, Verdrängung traditioneller Erwerbsformen, monofunktionale Ausrichtung der regionalen Wirtschaft auf Tourismus mit steigender Krisenanfälligkeit und kulturbedingte Konflikte.

Dieses vom Beirat als *Massentourismus-Syndrom* bezeichnete Phänomen (WBGU, 1996b) entsteht aus der stetigen Zunahme des globalen Tourismus in den letzten Jahrzehnten und hat in erheblichem Maß zu Umweltdegradation und sozialen Konflikten in den betroffenen Regionen beigetragen.

Tourismus als Entwicklungspotential

Tourismus kann die Biosphäre auch „inwertsetzen“ und – nachhaltig betrieben – schützen. Die Einkünfte aus dem internationalen Tourismus haben sich zwischen 1971 und 1998 auf 445 Mrd. US-$ verzwanzigfacht. Nach den USA, Italien, Frankreich, Spanien und Großbritannien nimmt China im internationalen Vergleich Platz sechs ein. Der Tourismus macht nach Angaben des World Travel and Tourism Council über 10% des globalen Bruttosozialproduktes aus. Mit über 650 Mrd. US-$ ist er die bedeutendste Steuereinnahmequelle. Daher setzen viele Entwicklungsländer auf den Tourismus als Motor der wirtschaftlichen Entwicklung. Der Tourismus ist häufig der wichtigste Devisenbringer und leistet somit neben Rohstoffexporten oder landwirtschaftlichen Erzeugnissen einen Beitrag zur Schuldentilgung. Tourismus weist vielfältige Verbindungen zu anderen Wirtschaftszweigen auf und kann zu Einkommens- und Beschäftigungseffekten führen. Er ist durch seine Dienstleistungsorientierung nur begrenzt „automatisierbar“ und daher einer der arbeitsplatzintensivsten modernen Wirtschaftszweige. In der Tourismusbranche sind weltweit 255 Mio. Menschen beschäftigt. Allerdings bleibt vielfach nur ein Teil der erwirtschafteten Gewinne im Land, da der überwiegende Teil der Tourismuswirtschaft in den westlichen Industrieländern beheimatet ist. Damit bleiben die lokalen Wohlfahrtseffekte beschränkt. Zudem ist der Tourismus stark abhängig von den konjunkturellen Schwankungen in den Herkunftsländern der Touristen, der politischen Lage und der Sicherheitslage in den Zielländern sowie von Wetterextremen. Zudem kann durch die zunehmende Austauschbarkeit der Urlaubsgebiete die Nachfrage nach einem Reiseland von heute auf morgen zusammenbrechen.

E 3.7.3
Politische Initiativen zur Förderung eines nachhaltigen Tourismus

Auf der UN-Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 (UNCED) spielte das Thema nachhaltiger Tourismus lediglich eine marginale Rolle, mit der Folge, daß dieser Aspekt in der AGENDA 21 nur beiläufig erwähnt wird. Dennoch wurden in den letzten Jahren eine Reihe politischer Initiativen zur Förderung eines nachhaltigen Tourismus auf den Weg gebracht. Eine Zusammenschau der jüngeren Entwicklungen macht deutlich, daß das Thema heute Eingang in die internationale Debatte gefunden hat. Insbesondere im Rahmen der Biodiversitätskonvention wird über die Verankerung von globalen Tourismusrichtlinien diskutiert (Kap. I 3).

Erklärungen, Verhaltenskodizes und Aktionsprogramme

1995 fand in Lanzarote die Weltkonferenz über umweltverträglichen Tourismus statt, die von UNEP, UNESCO, der spanischen Regierung und der Welt-Tourismus-Organisation (WTO) veranstaltet wurde. In der dort verabschiedeten Charta über nachhaltigen Tourismus werden 18 allgemeine Prinzipien angeführt, u. a. die Mehrdimensionalität des Nachhaltigkeitsprinzips (ökologisch, sozial, ökonomisch, kulturell), die Erhaltung kulturellen Erbes, die Partizipation der beteiligten Akteure, die besondere Berücksichtigung lokaler Wirtschaftskreisläufe, eine gerechte Vorteilsaufteilung, die Entwicklung alternativer Tourismusformen etwa durch die Internalisierung der Kosten für die Umwelt sowie die Entwicklung von Verhaltenskodizes. Im gleichen Jahr hat das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) erstmals weltweite Leitlinien für einen nachhaltigen Tourismus (code of conduct for sustainable tourism) vorgestellt.

Zwei Jahre später fand auf deutsche Initiative in Berlin eine internationale Konferenz zum Thema „Biologische Vielfalt und Tourismus“ statt, an der 24 Minister (auch aus besonders stark tourismusfrequentierten Entwicklungsländern) teilnahmen. Die dabei verabschiedete „Berliner Erklärung“ geht von der Erkenntnis aus, daß wesentliche Ziele globaler Umwelt- und Entwicklungspolitik ohne eine nachhaltige Entwicklung des Tourismus nicht erreicht werden können (Steck et al., 1998). Die „Berliner Erklärung“ hat fünf inhaltliche Schwerpunkte: 1. Nachhaltiger Tourismus als Instrument für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von biologischer Vielfalt, 2. Steuerungsbedarf in der Tourismusentwicklung, 3. Besondere Berücksichtigung von Schutz- und Pufferzonen, 4. Die Rolle des privaten Sektors und Selbstverpflichtungen sowie 5. Die Bedeutung lokaler Gemeinschaften. Übergreifend wird in der „Berliner Erklärung“ für abgestufte und regional angepaßte Nutzungskonzepte plädiert. So wird betont, daß Natur und biologische Vielfalt eine wesentliche Ressourcenbasis für den Tourismus darstellen, die nicht übernutzt werden darf. In Gebieten, in denen bereits ein starker Druck auf die Natur besteht, sollte eine zusätzliche Belastung beschränkt und, wo nötig, vermieden werden. In Gebieten, in denen die Tragfähigkeit durch Tourismus überschritten wurde, soll diese wieder in eine nachhaltige Richtung gebracht werden. Tourismus in Schutzgebieten sollte so reglementiert werden, daß die Schutzziele eingehalten werden können.

Mit Hilfe der völkerrechtlich unverbindlichen Berliner Erklärung, die vor allem als Bezugsrahmen für andere Tourismusinitiativen dient, sollen laufende Prozesse innerhalb der Biodiversitätskonvention (Aufnahme von Tourismusrichtlinien) und der Kommission für Nachhaltige Entwicklung (CSD) weiter vorangebracht

Kasten E 3.7-1

Brutvögel im Streß

Dauerhafter Streß führt bei Vögeln genau wie beim Menschen zu erhöhter Anfälligkeit für Krankheiten und Parasiten, geringerem Bruterfolg und zu einer niedrigeren Lebenserwartung. Im Wattenmeer werden die Vögel nicht nur durch Menschen aus der Ruhe gebracht, auch Hunde oder flatternde Drachen am Himmel sind eine wichtige Störungsursache. Die Folgen von Störungen zu bewerten ist oftmals schwierig. Selbst Tiere derselben Art reagieren auf Spaziergänger beispielsweise sehr unterschiedlich – sogar ein und dasselbe Tier verhält sich nicht immer gleich.

Eine wichtige Meßgröße für den Erregungszustand der Tiere ist die Herzschlagrate. Die Herzschlagrate von brütenden Austernfischern erhöht sich, wenn Menschen, Autos, Weidevieh oder Hunde in die Nähe kommen. Auch natürliche Störungen durch Greifvögel oder Graureiher versetzen die Austernfischer in erhöhte Alarmbereitschaft. Austernfischer sind auch lernfähig: Spaziergänger auf immer gleichen Wegen lösen nur noch wenig Erregung aus. Wandern sie jedoch in gleicher Entfernung abseits des Weges, dann fühlt sich ein Austernfischer direkt bedroht. Er kann nicht mehr „vorhersehen“ in welcher Richtung der Wanderer seinen Weg fortsetzt. Durchzügler, die nur kurz an einem Ort verweilen, sind dagegen sehr viel stärker störungsempfindlich, weil sie nicht von einem solchen „Gewöhnungseffekt“ profitieren können. Dies bedeutet, daß einige Brutvögel in der Lage sind, sich an Störungen zu gewöhnen, andere nicht. Daher sind allgemein gültige Störungsentfernungen kaum festlegbar. Es reicht vielfach nicht aus, die Spaziergänger auf bestimmte Wege zu verpflichten. Aufgrund der besonderen Störanfälligkeit der Durchzügler ist daher ein konsequentes saisonales Wegeverbot in den entsprechenden Brutgebieten des Wattenmeeres notwendig (Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 1994).

werden. Etwa zeitgleich wurde die CSD von der UN-Sondergeneralversammlung beauftragt, ein maßnahmenorientiertes internationales Arbeitsprogramm zum Thema „nachhaltiger Tourismus“ vorzulegen, um die negativen Auswirkungen des Tourismus zu minimieren und seinen positiven Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung zu fördern. Auf der 7. CSD-Sitzung 1999, auf der die EU eine Vorreiterrolle übernahm, wurde ein solches Arbeitsprogramm verabschiedet, das 2002 bewertet werden soll. Die Regierungen wurden u. a. dazu aufgerufen, klein- und mitttelständische Tourismusunternehmen unter Beachtung ihrer Beschäftigungswirksamkeit zu fördern, die Potentiale des Tourismus zur Armutsbekämpfung auszuschöpfen sowie im Rahmen der CBD für besonders bedeutsame vulnerable Ökosysteme Richtlinien für einen nachhaltigen Tourismus zu entwickeln. Bei der Diskussion einer Definition von nachhaltigem Tourismus und von Ökotourismus konnte allerdings keine Einigung erzielt werden.

Auch die Privatwirtschaft engagiert sich mittlerweile für den nachhaltigen Tourismus. Die „Green Globe“-Initiative des World Travel and Tourism Council (WTTC), die 1994 ins Leben gerufen wurde, ist ein Zusammenschluß von Tourismusunternehmen, die sich dem Nachhaltigkeitsprinzip verpflichtet haben. Mit Selbstverpflichtungen sollen grundlegende Standards zum Schutz der natürlichen Umwelt eingehalten werden. Ein „Green Globe“-Logo signalisiert dem Verbraucher, daß sich sein Reiseveranstalter zur Einhaltung dieser Umweltstandards verpflichtet hat (WTTC, 1995). Jährlich wird überprüft, ob diese „Green Globe“-Richtlinien auch eingehalten werden. Herausragenden Positivbeispielen wird der „Green Globe“-Preis verliehen.

Ebenso sind die Vereinten Nationen im Tourismusbereich aktiv. Die Welttourismusorganisation, eine Unterorganisation des UN-Entwicklungsprogramms (UNDP), fördert weltweit Tourismusprojekte. Unter anderem wirkte sie an der Entwicklung eines Tourismusmasterplans für Ghana (1996) und an einem Aktionsplan für nachhaltigen Tourismus in Usbekistan (1997) mit. Kurzzeitprojekte waren beispielsweise Pilotprojekte zum Ökotourismus im Kongo, zur Hotelklassifizierung in Ekuador, die Entwicklung einer neuen Tourismusgesetzgebung in Nicaragua, zum Reservatmanagement auf den Malediven, zum Schutz historischer Stätten auf den Philippinen oder zur Vermarktung von Reservaten in China. Zusätzlich hat die WTO eine Reihe von Handbüchern für die Tourismusindustrie und Tourismusplaner entwickelt wie etwa:

– Nachhaltiger Tourismus – Handbuch für Planer,
– Was Tourismusmanager wissen müssen: Indikatoren für nachhaltigen Tourismus,
– Anreize für ein besseres Küstenzonenmanagement: Das Beispiel der „blauen Flagge“,
– AGENDA 21 für die Reise- und Tourismusindustrie,
– Bi- und multilaterale Quellen für die Finanzierung touristischer Entwicklung,
– Richtlinien für die Entwicklung von Nationalparks.

Über diese konkreten Umsetzungsaktivitäten hinaus dokumentiert die WTO alle Entwicklungen im weltweiten Tourismus durch statistische Analysen.

Schließlich ist auch die Europäische Union in der Tourismusförderung aktiv. In der EU-Kommission gibt es eine eigene Tourismusabteilung. Im EU-Tourismusprogramm wurden seit 1990 knapp 18 Mio. ECU vorwiegend in AKP-Staaten ausgegeben (Steck et al., 1998). Das vielfach kritisierte Programm (Ineffektivität und geringe Bedeutung des Umweltschutzes) befindet sich derzeit in einer Umstrukturierung, die eine stärkere Betonung von Nachhaltigkeitsaspekten bewirken soll.

Übereinkommen

Nach geltendem internationalen Recht ist nachhaltiger Tourismus nicht gezielt und umfassend geregelt. Nur in wenigen Fällen gibt es indirekte und regional begrenzte Abkommen (BfN, 1997b). Ein Beispiel für eine solch regional begrenzte Regelung ist das „Übereinkommen zum Schutz der Alpen“ (im folgenden „Alpenkonvention“), das die Alpenanrainerstaaten zum Schutz der alpinen Umwelt abgeschlossen haben und das 1995 in Kraft trat. Unter den inzwischen sieben ausgehandelten Protokollen befindet sich auch ein Tourismusprotokoll. Das Ziel des Protokolls ist es, durch einen umweltverträglichen Tourismus zur nachhaltigen Entwicklung des Alpenraumes beizutragen. Dieses Protokoll ist bemerkenswert, weil es das erste völkerrechtsverbindliche Instrument für einen nachhaltigen Tourismus darstellt und die möglichen Regelungsbedarfe aufzeigt, wenn auch nur auf die Alpen bezogen (BfN, 1997b). Allerdings gibt es bis heute kein Beispiel dafür, daß über solche Regelungen die nichtnachhaltige Ausbreitung der Tourismusindustrie verhindert werden konnte (Kasten E 3.7-2). Im Gegenteil, nach einer vorübergehenden „Pause“ in den 80er Jahren, in denen es eine Welle von Schutzgebietsausweisungen gab, steigt in den Alpen seit Beginn der 90er Jahre die Neubautätigkeit und Flächenumwandlung wieder an. Zum Beispiel haben für die Olympischen Spiele von Albertville 1992 einige Gemeinden ihre Bettenzahl verzehnfacht. Insgesamt stieg die Zahl der französischen Winterskiorte von 120 Ende der 70er Jahre auf heute etwa 280.

1998 ist in Deutschland die Erweiterungsverordnung zum Umweltauditgesetz in Kraft getreten. Somit steht das Umweltauditsystem für viele Dienstleister offen. Reiseveranstalter, Reisebüros, Hotellerie oder Tourismuskommunen können ihr Umweltengagement nun auszeichnen lassen und das gefragte EG-Umweltmanagement-Emblem erhalten. Da bereits einige Umweltgutachter ihre Akkreditierung für die neu aufgenommenen Branchen erhalten haben, ist nun der endgültige Startschuß u. a. auch für Tourismuskommunen gefallen. Allerdings befindet sich im Bereich der kommunalen öffentlichen Verwaltung nicht das gesamte Gemeinde-

Kasten E 3.7-2

Obergurgl: Warum eines der weltweit ersten Projekte zum Ökosystemmanagement scheiterte

Eines der ersten Projekte im Rahmen des österreichischen MAB-Programms (Kap. I 3.3.2) war das Projekt „Obergurgl“ im oberen Ötztal, das bereits in den Jahren des Internationalen Biologischen Programms begann und 1971 offiziell als MAB-Projekt ins Leben gerufen wurde (Price, 1995). Dieses Projekt hatte zum Ziel, in einem integrierten und interdisziplinären Ansatz die ökologischen und sozioökonomischen Folgen der Veränderung eines vormals landwirtschaftlich geprägten Alpendorfes zu einem Touristenzentrum zu erforschen und gemeinsam mit der Bevölkerung eine nachhaltige Zukunft der Region zu gestalten (Moser und Moser, 1986). Insbesondere sollten die Auswirkungen des Tourismus auf die Vegetation, die Böden und die Weidenutzung untersucht werden. Eine andere zentrale Fragestellung war die Wahrnehmung von „Umweltqualität“ durch Einheimische und Touristen. Als übergeordnetes Ziel sollte die Landnutzung durch Tourismus so gestaltet werden, daß überlieferte Landnutzungsformen und die biologische Vielfalt erhalten blieben, während ein nachhaltiger ökonomischer Aufschwung unterstützt wurde. Die Analyse zeigte zwei ökonomische Alternativen für diese Region: Massentourismus mit hohen Umsätzen, großer Arbeitsbeschaffung, aber großen Risiken für die Umwelt (hoher Gewinn bei voraussehbaren nachteiligen Folgen für die Umwelt) oder exklusiver, teurer Individualtourismus auf der Basis einer Arbeits- und Einkommensteilung zwischen Landwirten und Hoteliers mit voraussagbarer Nachhaltigkeit für die Umwelt. Gesteuert durch ein umfassendes sozioökonomisches Modell sollten z. B. die Ausgleichszahlungen zwischen den Hotelbesitzern und den Landwirten, die die herkömmliche Almlandschaft erhielten, geregelt werden. Selbst Details wie die Wartezeiten an Skiliften, die einerseits eine zügige Abwicklung und andererseits die Möglichkeit zur Kommunikation zwischen den Wartenden bieten sollten, wurden in dem Modell berücksichtigt.

Das Projekt begann mit Euphorie und einer bis ins Detail geplanten Rollen- und Einkommensverteilung unter den Einheimischen. Die Hotelbesitzer sahen zunehmende Einkommen, die Landwirte eine nachhaltige Unterstützung ihrer ansonsten wenig ertragreichen Tätigkeit. Trotz des euphorischen Starts wurde das Projekt aber bereits 1979 vorzeitig abgebrochen. Vordergründig lag dies an der Einstellung der Förderung durch das österreichische MAB-Kommitee. Ursache waren aber interne Auseinandersetzungen zwischen Hoteliers, Landwirten und Umweltschützern. Dabei ging es um die Lawinenverbauung auf der östlichen Hangseite am Südrand des Dorfes, wo die Besitzer großer Hotels Erweiterungen planten, die sonst lawinengefährdet gewesen wären. Die Lawinenverbauung war aber nur ein Vorwand, um die Almenregion oberhalb des lawinengefährdeten Hanges mit einer Straße zu erschließen und dort eine weitere Liftanlage in einer Region zu errichten, die in dem Landnutzungsmodell dem Schutz der heimischen Flora und Fauna vorbehalten war. Zusätzlich kam es zwischen den Hotelbesitzern und den Landwirten zu Auseinandersetzungen um angemessene Ausgleichszahlungen an die Landwirte, die die Alpenlandschaft für den exklusiven Tourismus gestalten sollten. Die Hoteliers wollten immer größere Hotels, waren aber immer weniger dazu bereit, die Leistungen der Landwirte zu honorieren und auf die Umwelt Rücksicht zu nehmen. Die Entscheidung, den Hang am oberen Dorfrand gegen Lawinen zu sichern, die Straße auf die obere Alm zu bauen und einen weiteren Skilift im Naturreservat zu errichten, führte zur Aberkennung des MAB-Status. Der Initiator des MAB-Projektes wanderte (aus Verbitterung über das Scheitern „seines“ Projektes) nach Kanada aus, übernahm eine Professur an der University of Alberta in Edmonton, und betreibt heute als Emeritus eine Farm in den kanadischen Rocky Mountains.

Trotz des offensichtlichen Scheiterns eines ursprünglich mit viel Engagement und mit Konsensus aller beteiligten Gruppen begonnen Vorhabens konnte das Projekt Obergurgl eine Reihe wichtiger Ergebnisse vorweisen: Es war eine Pionierleistung, ein integriertes und umfassendes ökologisches und sozioökonomisches Modell zu formulieren. Dies war nur möglich durch einen engen Kontakt zwischen Wissenschaftlern, Einheimischen und Entscheidungsträgern (Price, 1995). Viele der in dem umfangreichen Endbericht (Patzelt, 1987) festgehaltenen Ergebnisse flossen später in die Konzeption des Schweizer und des deutschen MAB-Programms ein. Es bleibt aber die wichtigste Erfahrung, daß letztendlich das Gewinnstreben einzelner eine nachhaltige Planung zunichte machen kann, sofern die interne Regulation außer Kraft gesetzt wird, denn die Lawinen-Verbauung wurde letztlich von außen genehmigt und finanziert.

gebiet, sondern die einzelnen Liegenschaften entsprechend des Standortbegriffs der EG-Öko-Audit-Verordnung.

Ein übergreifendes internationales rechtliches Instrument für einen nachhaltigen Tourismus soll im Rahmen der Biodiversitätskonvention (CBD) auf den Weg gebracht werden. Allerdings konnten sich die Vertragsstaaten auf der 4. Vertragsstaatenkonferenz der CBD 1998 nicht darauf einigen, in einen internationalen Informations- und Erfahrungsaustausch über Fragen von Tourismus und Biodiversität einzutreten (Steck et al., 1998). Das Thema nachhaltiger Tourismus bleibt jedoch auf der Agenda in der internationalen Umwelt- und Entwicklungspolitik.

Auf der Grundlage bisher existierender „weicher“ Verpflichtungen wie dem Verhaltenskodex für nachhaltigen Tourismus des Umweltprogramms der Vereinten Nationen und der Verabschiedung eines maßnahmenorientierten internationalen Aktionsprogrammes im Rahmen der 7. Sitzung der UN-Kommission für Nachhaltige Entwicklung (CSD-7) im Jahre 1999 wird eine rechtsverbindlichere Regelung angestrebt. Dazu sind Zusatzregelungen im Rahmen bestehender Vertragswerke denkbar. Das Thema „Nachhaltiger Tourismus und Biodiversität“ soll auf der 5. COP der CBD im Jahr 2000 behandelt werden. Angestrebt wird ein Mandat zur Erarbeitung von Tourismusrichtlinien. Diese Richtlinien sollen langfristig die Aushandlung eines Zusatzabkommens (Protokoll) zur CBD ermöglichen. Das Bundesamt für Naturschutz hat für ein solches „Tourismusprotokoll“ bereits einen Entwurf vorgelegt (BfN, 1997b).

E 3.7.4 Empfehlungen

Richtlinien eines nachhaltigen Tourismus: Übergreifende Regelung prüfen

Die Initiative für eine Zusatzregelung zur Verankerung von Tourismusrichtlinien innerhalb der CBD ist nach Ansicht des Beirats ein Schritt in die richtige Richtung, da ein „Tourismusprotokoll" international derzeit nicht durchsetzbar scheint. Der flexiblere, weil unverbindlichere Richtlinienansatz ist eher als ein Protokoll geeignet, die erforderlichen Anreizsysteme für einen nachhaltigen Tourismus zu aktivieren, weil für die Akteure mehr Spielraum und Raum zur dynamischen Anpassung an aktuelle Entwicklungen besteht. Allerdings ist dieser Prozeß zu sehr auf biologische Vielfalt ausgerichtet, obwohl auch die Klimarahmenkonvention (absehbare Zunahme des Flugverkehrs) und die Desertifikationskonvention (Konzentration des Tourismus in ariden und semiariden Gebieten) betroffen sind. Eine Aushandlung von Richtlinien oder Protokollen für alle „Rio-Konventionen" erscheint jedoch nicht praktikabel. Daher empfiehlt der Beirat zu prüfen, inwieweit der im Rahmen der CBD angestoßene Prozeß ein Element einer zukünftigen übergreifenden internationalen Regelung für einen nachhaltigen Tourismus darstellen könnte.

Ökotourismus und Entwicklungszusammenarbeit

Der Beirat begrüßt, daß in der deutschen Entwicklungszusammenarbeit (EZ) wieder erste Schritte zur Förderung eines nachhaltigen Tourismus unternommen werden, nachdem sie sich in den 80er Jahren weitgehend aus diesem Bereich zurückgezogen hatte. Tourismus ist kein Arbeitsschwerpunkt in der EZ. Im Rahmen der EZ sollten nach Ansicht des Beirats die sich bietenden Steuerungsmöglichkeiten genutzt werden, um den wachsenden globalen Tourismus zum Schutz der Biosphäre in eine nachhaltige Richtung zu lenken. Handlungsfelder im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit sind die Förderung günstiger Rahmenbedingungen im Rahmen der Politikberatung, Schutzgebiets- und Pufferzonenmanagement, ländlicher Regionalentwicklung, Aus- und Fortbildung, Privatwirtschaftliche Kooperation sowie Finanzierungshilfen.

Die EZ konzentriert sich vor allem auf den Naturtourismus, da in Schutz- und Pufferzonen die Konflikte zwischen Schutz der Biosphäre und dem täglichen Überleben der Menschen am schärfsten ausgeprägt sind. Ziel ist es, den Naturtourismus in Entwicklungsländern nachhaltig auszurichten, d. h. am Konzept des Ökotourismus. Ökotourismus ist ein wichtiges Instrument des Naturschutzes. Die Arbeitsgruppe Ökotourismus hat hierfür eine Reihe von Förderkriterien vorgeschlagen. Demnach sollen Ökotourismusprojekte im Rahmen der EZ nur dann gefördert werden, wenn damit die Lebensbedingungen der lokalen Bevölkerung verbessert werden, Innovationspotentiale entstehen, die zur Lösung von regionalen oder sektoralen Problemen genutzt werden können, Verteilungsmechanismen vorhanden sind oder entwickelt werden, die der lokalen Bevölkerung einen möglichst großen Anteil an den Erträgen sichern und sichergestellt werden kann, daß die touristische Entwicklung von „verantwortlichen" Veranstaltern getragen wird und die Umwelt- und Sozialverträglichkeit des Tourismus überprüft werden kann (BMZ, 1995b).

In der Entwicklungszusammenarbeit ist mehr Engagement in der Förderung von Ökotourismusprojekten erstrebenswert. Tourismusförderung sollte nach Ansicht des Beirats als Entwicklungschance und eine Möglichkeit des Biosphärenschutzes eingesetzt werden. Auch die bi- und multilateralen Geberorganisationen (z. B. Weltbank, IWF) sollten auf die Prinzipien eines nachhaltigen Tourismus verpflichtet werden. Regierungen sollten dabei unterstützt werden, Masterpläne für den Tourismussektor aufzustellen, an denen sich die Akteure orientieren können. Dabei ist die aktive Einbindung der Bevölkerung vor Ort eine wesentliche Erfolgsbedingung.

Institutionelle Vielfalt nutzen

Massentourismus läßt sich nur sehr schwer beschränken oder gar kontingentieren, vielmehr geht es darum, Möglichkeiten zur Förderung eines nachhaltigen Tourismus zu entwickeln, also den Massentourismus zum Schutz der Biosphäre in nachhaltige Bahnen zu lenken bzw. auf ein erträgliches Maß zu reduzieren. Hinzu kommt, daß Tourismus ein Wirtschaftszweig ist, der besonders stark den Regeln eines globalisierten und zunehmend dynamischen Marktes unterworfen ist – mit entsprechenden Konsequenzen für die einzusetzenden Instrumente. Ausgangspunkt bei der Entwicklung von Managementoptionen für einen biosphärenverträglichen Tourismus sollte die Orientierung am Subsidiaritätsprinzip sein.

Begrüßt wird, daß die Europäische Union das Tourismusprogramm der EU-Kommission derzeit auf eine stärkere Integration von Nachhaltigkeitsaspekten hin überarbeitet. Da Europa zu den am stärksten vom Tourismus frequentierten Regionen zählt, ist hier der Handlungsbedarf besonders hoch. Ein erster Schritt in die richtige Richtung ist die „Blaue Flagge"-Kampagne der Foundation for Environmental Education, mit der in Europa saubere Strände gekennzeichnet werden und die jetzt auch mit Unterstützung von UNEP und der Welt-Tourismus-Organisation globale Verbreitung finden soll. Allerdings sollten sich derartige Kampagnen v. a. auf die Vermeidung von Strandverschmutzung konzentrieren, weniger auf die Beseitigung von Müll mit Traktor und Rechen, bei der die Biologie des Strandes zerstört wird. Der Beweis für die Umweltwirksamkeit der Blauen Flagge steht allerdings noch aus.

Auch private Aktivitäten, wie die „Green Globe Initiative" des World Tourism and Travel Council, sind

wesentlich für die Entwicklung eines nachhaltigen Tourismus. Daher empfiehlt der Beirat der Bundesregierung, den beobachtbaren Trend zur Selbstverpflichtung von Tourismusunternehmen durch Kennzeichnung der Produkte oder Gütesiegel zu unterstützen. Dazu zählt auch die Hilfe bei der Einführung von Umweltmanagementsystemen, etwa durch Ökoaudits, life cycle assessment und Ausbildung der Angestellten. Ein wichtiges Dokument stellt in diesem Kontext die 1997 verabschiedete „Umwelterklärung" der Spitzenverbände und -organisationen des deutschen Tourismus dar. Die Unterstützung der Tourismusbranche bei der Erarbeitung eines in Deutschland einheitlichen touristischen Umweltgütesiegels wird einen nächsten Arbeitsschwerpunkt darstellen.

Indikatoren: Vergleichbarkeit verbessern
Derzeit existieren noch keine global einheitlichen Definitionen zur Erhebung und Beobachtung touristischer Entwicklungen. Um diese weltweit erfassen und vergleichen zu können, sollten die entsprechenden Festlegungen der UN Statistikkommission von 1993 übernommen bzw. mit bestehenden Regelwerken vereinheitlicht werden. Dabei sollte auch die Bilanzierung tourismusinduzierter externer Umweltkosten in den nationalen Tourismusstatistiken enthalten sein. Die Welt-Tourismus-Organisation der Vereinten Nationen sollte in ihrer Rolle (Fortschreibung und Aktualisierung der Richtlinien, statistischen Erhebungen und Monitoring sowie globales Berichtswesen) gestärkt werden. Dabei sollten auch die internationalen Naturschutz-NROs (IUCN, WWF usw.) eingebunden werden.

E 3.7.5 Tragfähigkeitsgrenzen für Tourismus untersuchen

Ein hoher Wissensbedarf besteht zu regionalen Tragfähigkeitsgrenzen für Tourismus, insbesondere in bezug auf die Ausweisung von Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität. Es sollte daher untersucht werden, ob sich für einzelne Naturlandschaften Tragfähigkeitsgrenzen anhand von „Störungsraten" für Tiere oder Pflanzen ermitteln lassen (Kasten E 3.7-1).

E 3.8 Die Rolle nachhaltiger Stadtentwicklung für den Biosphärenschutz

Siedlungen und insbesondere urbane Agglomerationen werden durch den Menschen besonders intensiv genutzt. Unter dem Aspekt einer am Schutz der Biosphäre ausgerichteten nachhaltigen Landnutzung sind sie dem Landschaftsnutzungstyp „Schutz trotz Nutzung" zuzuordnen (Kap. E 3.4). Der Zusammenhang zwischen Städten und der Biosphäre zeigt sich in ihrer wechselseitigen Bedeutung: Die Qualität der Biosphäre hat eine wichtige Funktion für die Stadt, gleichzeitig übernehmen Städte auch Funktionen für die Erhaltung der Biosphäre. Den größten Einfluß auf die Biosphäre haben die Städte durch ihren hohen Ressourcenverbrauch und Schadstoffausstoß, weshalb sie zugleich ein wichtiger Ansatzpunkt für die Biosphärenpolitik sind.

E 3.8.1 Schlüsselrolle von Städten für eine nachhaltige Entwicklung

Im Hinblick auf eine nachhaltige globale Entwicklung spielen Städte eine Schlüsselrolle. In den Städten werden 60 % des globalen BSP erzeugt und entsprechend Ressourcen verbraucht. In absoluten Zahlen ergibt sich z. B. für eine europäische Stadt von 1 Mio. Einwohnern ein durchschnittlicher Tages-verbrauch von 320.000 t Wasser, 11.500 t fossilen Brennstoffen und 2.000 t Nahrungsmitteln. Im Gegenzug werden täglich 1.600 t Abfall, 300.000 t Abwasser und 1.500 t Luftschadstoffe produziert (Forum Umwelt und Entwicklung, 1996). An- und Abtransport von Ressourcen und Abfallprodukten bringen zusätzliche Belastungen mit sich, wodurch es zu einer Externalisierung städtischer Umweltprobleme kommt, die die Biosphäre schädigen.

Zusätzlich werden Städte hinsichtlich der sozialen Dimension nachhaltiger Entwicklung immer wichtiger. Während 1995 weltweit noch 45% der Menschen in Städten lebten, werden es 2025 voraussichtlich 61% sein (WRI, 1996). Gleichzeitig nehmen die städtische Arbeitslosigkeit, Obdachlosigkeit, Kriminalität, soziale Disparitäten und Umweltbelastungen zu. Daher müssen sich vor allem hier Konzepte einer nachhaltigen Entwicklung bewähren. Ansätze für eine Biosphärenpolitik müssen deshalb auch auf eine nachhaltige Stadtentwicklung abzielen. Dies umfaßt nicht nur die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre innerhalb der Stadt, sondern auch eine langfristige Veränderung städtischer Handlungsweisen und Lebensstile. Hierzu ist es zunächst notwendig, die Besonderheiten des Ökosystems Stadt zu beschreiben, insbesondere hinsichtlich der Unterschiede zu nichtstädtischen bzw. biologisch geprägten Ökosystemen (Tab. E 1.2-1).

E 3.8.2 Besonderheiten städtischer Ökosysteme

Zwischen den Systemelementen eines Ökosystems bestehen kausale und funktionale Wechselbeziehungen (Kap. E 1.1), welche die Prozesse innerhalb eines Ökosystems bestimmen und es gleichzeitig gegenüber anderen Ökosystemen abgrenzen („funktionales Ökosystem"). Ökosysteme lassen sich jedoch auch anhand eines natürlich umgrenzten, zusammenhängenden Raums, z. B. eines Sees oder Walds, voneinander abgrenzen („räumliches Ökosystem"). Eine Stadt ist aufgrund der starken Frag-

mentierung kein funktionales Ökosystem, sondern entspricht als Ökosystemkomplex und aufgrund seiner Abgrenzung dem Charakter eines räumlichen Ökosystems (Trepl, 1994). Auch wenn Städte nicht als eigenständige funktionale Ökosysteme betrachtet werden können, lassen sie sich doch unter ökologischen Fragestellungen untersuchen, zusammenfassend charakterisieren und von nichtstädtischen Ökosystemen abgrenzen (Tab. E 3.8-1). Eine scharfe Trennung läßt sich jedoch nicht vornehmen, da menschliche Siedlungen von unterschiedlicher Dichte und Nutzungsintensität sind und in den Randbereichen Übergangsformen und Überschneidungsbereiche zwischen den Ökosystemtypen bestehen.

E 3.8.3 Bedeutung einer hohen Biosphärenqualität für die Stadt

Folgende Funktionen einer hohen Biosphärenqualität lassen sich für die Stadt anführen:

- *Stadtklimatische Funktion:* Grünflächen nehmen überschüssige Niederschläge auf und tragen durch Verdunstung zur Kühlung bei. Sie sorgen durch die Produktion von Sauerstoff, die Aufnahme von CO_2 und das Ausfällen von Staub und Schadstoffen für eine Verbesserung der Luftqualität (Häckel, 1990).
- *Funktion der Erhaltung städtischer Natur:* Eine hohe Diversität, z. B. beim Baumbestand, beugt dem Verlust der Bestände bei Krankheitsbefall vor. Auf diese Weise bleiben die ökologischen und klimatischen Funktionen städtischer Natur erhalten (Reduron, 1996).
- *Ästhetische und psychosoziale Funktion* : Städtische Grünbereiche dienen zur Erholung und tragen zum Erleben biologischer Vielfalt bei (Gebhard, 1993). Aufgrund der zunehmenden städtischen Bevöl-kerung ist die Biosphäre in urbanen Räumen für einen Großteil und in Zukunft die Mehrheit der Menschen die einzige Möglichkeit für das Erleben von Natur im täglichen Leben (Folch, 1996).
- *Pädagogische Funktion:* Städtische Biodiversität bildet ein geeignetes Anschauungsmaterial für Umweltbildung (Reduron, 1996).

E 3.8.4 Funktion von Städten für die Erhaltung der Biosphäre

Aufgrund der Zersiedlung von Landschaften und der Emission von Schadstoffen gehen von Städten hauptsächlich negative Wirkungen auf die Biosphäre aus (Kap. C). Andererseits tragen Städte aber auch zur Erhaltung der Biosphäre und ihrer Vielfalt bei:

- Städte sind aufgrund der hohen Bevölkerungskonzentration und ihrer zentralen Funktionen in der Regel die entscheidenden Foren umweltrelevanter Meinungs- und Bewußtseinsbildung. Aus den Städten heraus werden z. B. wissenschaftliche Erkenntnisse horizontal in periphere Räume, aber auch vertikal z. B. durch NRO in den politischen Bereich „exportiert“ (Reduron, 1996).
- Zudem wird in den Städten durch die Heterogenität von Nutzungsformen und Lebensstilen die Bildung einer hohen „Soziodiversität“ ermöglicht, welche in Form von Nischen Erprobungsräume für unkonventionelle und nicht selten nachhaltige Lebensstile und deren Etablierung bereitstellt (Feindt, 1997).
- Städte tragen durch zoologische und botanische Gärten direkt zur Erhaltung der Biosphäre bei (LNU, 1997).

E 3.8.5 Systemzusammenhänge zwischen Biosphäre, Stadt und globaler Entwicklung

Zwischen Biosphäre, Stadt und globaler Entwicklung bestehen grundlegende Systemzusammenhänge (Kap. C). Ausgangspunkt der biosphärenzentrierten Systemanalyse ist die Beschreibung der bedeutsamen globalen Entwicklungstrends. Viele dieser biosphärischen Trends (Konversion, Fragmentierung, Schädigung und stoffliche Überlastung von Ökosystemen) treten auch in urbanen Systemen auf. Darüber hinaus prägen z. B. der Ausbau der Verkehrswege oder die zunehmende Globalisierung der Märkte das Verhältnis zwischen Stadt und Biosphäre. Ein wichtiger Trend ist die Zunahme nichtheimischer Arten in den Städten, der durch gute Einwanderungsbedingungen und geringe Resistenz gegenüber dem Eindringen fremder Arten sowie durch vorteilhafte Ausbreitungsbedingungen hin zu den urbanen Lebensgemeinschaften gefördert wird.

Entscheidend für die „Einbürgerungsbedingungen“ sind die natürlichen und gesellschaftlichen Standortfaktoren zusammen. Die natürlichen Standortfaktoren (im Sinn der durch die Lebewesen nicht modifizierten abiotischen Umweltfaktoren) der meisten Gebiete der Erde würden eine größere Artenzahl zulassen, als dies der Fall ist (Trepl, 1994). Stadtbewohner fördern die Zunahme nichtheimischer Arten durch direkte Einfuhr und hohe Nachfrage. In Vancouver kam es z. B. durch die Zuwanderung von Chinesen zu einer völligen Umgestaltung der Gärten; in der Umgebung Torontos gewinnt die Ziegenwirtschaft an Bedeutung, weil die Nachfrage nach entsprechenden Produkten durch Einwanderer aus der Karibik steigt (Keil, 1998). Ausbreitungsbarrieren, wie geographische Hindernisse, fehlende Habitatelemente oder konkurrierende Ansprüche unter den Arten verhindern in natürlichen Ökosystemen eine „Artenexplosion“. In städtischen Siedlungen fallen jedoch nicht nur die geographischen Ausbreitungsbarrieren zunehmend weg, auch die Konkurrenz zwischen den Arten ist weniger bedeutsam. Hinzu kommt, daß die große Anzahl und Vielfalt von Nutz- und Zierpflanzen immer neue Lebensbedingungen für an sie angepaßte Tierarten schafft.

Tabelle E 3.8-1
Unterschiede zwischen nichtstädtischen und städtischen Ökosystemen bezüglich der Biosphäre.
Quellen: WBGU, 1999a; Trepl, 1994; Rebele, 1994

	Nichtstädtisches Ökosystem	Städtisches Ökosystem
Systembegrenzung	• funktional begrenzt durch die jeweils schwächsten intrasystemaren Beziehungen • aber auch räumlich begrenzt (Waldrand, Seeufer)	• räumlich begrenzt, z. B. Stadtgrenze, Siedlungsgrenze
Stoff- und Energieflüsse	• Energiezufuhr hauptsächlich durch die Sonne • geschlossene Stoffkreisläufe	• Import von fossilen Brennstoffen, anorganischen und organischen Ressourcen • hoher Stoffumsatz und Erzeugung großer Mengen an Abfallstoffen und Emissionen • Export von Abfallstoffen und Emissionen und Eintrag in die Umweltmedien
Integrationsgrad (Systemzusammenhänge untereinander, wobei ein System in den Aktionsbereich eines anderen funktional eingegliedert ist)	• kausal und funktional • stark integriertes Ökosystem • entspricht funktionalem Ökosystem	• Lebewesen im Raum nicht notwendigerweise durch kausale und funktionale Beziehungen verbunden • im Extremfall völlig desintegriertes Ökosystem denkbar • Systemelemente unterhalten keine „ökologischen“ Beziehungen • entspricht räumlichem Ökosystem
Sukzession (Abfolge verschiedener Entwicklungsstadien, Aufeinanderfolge von Pflanzengesellschaften in bestimmten Ökosystemen im Verlauf einer Zeitspanne)	• Sukzessionen der Biozönose hauptsächlich intern verursacht bzw. gesteuert • Sukzession deterministisch, d. h. gerichtet, wiederholbar und zu einem bestimmten Grad prognostizierbar • Schlußgesellschaft häufig vorhersagbar	• Sukzessionen urbaner Biozönosen haben historischen Charakter und unterliegen anthropogenen Einflüssen • Sukzession nicht deterministisch, unwiederholbar, nicht prognostizierbar, höchstens auf Basis sozialwissenschaftlicher Untersuchungen • Schlußgesellschaft nicht vorhersagbar
Invasion (Eindringen von Lebewesen in Lebensräume, die von ihnen sonst nicht bewohnt werden)	• im allgemeinen relativ resistent gegenüber dem Eindringen fremder Arten • Anzahl der Arten ist in der Regel auf eine bestimmte Menge begrenzt	• besonders hohe Anzahl nichtheimischer Arten aufgrund guter Ausbreitungs- und Einbürgerungsbedingungen
Stabilität und Gleichgewicht	• unter natürlichen Bedingungen und über einen längeren Zeitraum (Jahrzehnte oder Jahrhunderte) Einstellung eines dynamischen Gleichgewichts	• Gleichgewichtszustände in städtischen Lebensgemeinschaften so gut wie ausgeschlossen, da das System mit hoher Wahrscheinlichkeit wieder gestört wird, bevor der Gleichgewichtszustand erreicht ist
Biodiversität	• Artenreichtum „normal“	• hohe Vielfalt an Standorten, Organismen und Lebensgemeinschaften

Bewertung der Artenzunahme in Städten

Zur Bewertung der Artenzunahme in Städten fehlen gute Informationen, trotz steigender Zahl von Biotopkartierungen in Deutschland (Schulte, 1997). Insbesondere der zunehmende Wegfall geographischer Barrieren (Rebele, 1994) spricht dafür, daß es zukünftig zu einem weiteren Anstieg der Artenzahl in Städten kommen wird (Trepl, 1994). Allerdings sagt die Artenzahl nichts über den „Erfolg“ der zugewanderten Arten aus. So liegt z. B. der Anteil der eingebürgerten Arten an den vom Menschen eingeführten Pflanzen in naturnaher Vegetation unter 2% (Lohmeyer und Sukopp, 1992), in den Städten ist dieser Anteil allerdings deutlich höher (Kowarik, 1991). Andererseits sind Städte aufgrund der häufig dynamischen Stadtentwicklung durch ein lokales Aussterben von Arten charakterisiert (Rebele, 1991). Präzise Angaben können über diese widersprüchlichen Trends allerdings nicht gemacht werden, weil über die Dauer des Einwanderungsprozesses, soweit die anthropogene Überwindung der Ausbreitungsbarrieren betroffen ist, nur spekuliert werden kann.

- Es ist nicht bekannt, ob die Einschleppung nichtheimischer Arten in urbane Räume bereits seinen Höhepunkt erreicht hat. Einerseits wird festgestellt, daß der Gipfel des Zustroms bereits im vorigen Jahrhundert überschritten wurde (Jäger, 1988). Andererseits wird die Auffassung vertreten, daß Invasionen aufgrund der besser ausgebauten Transportsysteme und aufgrund des Klimawandels zunehmen werden (di Castri, 1990).
- Die Folgen von Störungen in städtischen Ökosystemen werden unterschiedlich eingeschätzt. Grime (1979) geht davon aus, daß urbane Lebensgemein-

schaften starken Störungen unterliegen und dies generell das Eindringen nichtheimischer Arten begünstigt. Newsome und Noble (1986) stellen dagegen fest, daß die meisten Invasoren hochgradig spezialisiert seien und mit Störungen nicht zurecht kämen.
- Es herrscht auch Unklarheit darüber, ob eine hohe Artenvielfalt grundsätzlich die Resistenz gegen Invasion erhöht (Brown, 1989) oder senkt (Simberloff, 1989; Trepl, 1993).
- Das Verhältnis von Artenzunahme zu Artenausrottung ist regional unterschiedlich. Zwar übersteigt in mitteleuropäischen Städten die Zunahme der Artenzahl durch Invasionen die Abnahme durch Ausrottung deutlich, jedoch ist dieses Verhältnis nicht zwangsläufig auf andere Regionen übertragbar.

Einen Anhaltspunkt bilden zumindest Untersuchungen zur Anzahl von Farnen und Blütenpflanzen in mitteleuropäischen Städten. Demnach korreliert die Anzahl der vorkommenden Arten mit der Einwohnerzahl und -dichte. Während in Klein- und Mittelstädten 530–560 Arten gefunden werden, steigt die Zahl in Städten mit über 1 Mio. Einwohnern bis auf 1.300 Arten (Sukopp, 1998).

Bezug zu den Syndromen des Globalen Wandels

Die Disposition urbaner Ökosysteme hinsichtlich der Invasion von Arten läßt sich an verschiedenen Syndromen des Globalen Wandels (Kap. G) veranschaulichen (WBGU, 1996b, 1998a). Zwei der vom Beirat identifizierten 16 Syndrome beziehen sich auf Umweltdegradationen infolge unterschiedlicher Formen der Verstädterung (Tab. E 3.8-2).

1. Das *Favela-Syndrom* , das vom Beirat bereits eingehend dargestellt wurde (WBGU, 1998a), beschreibt den Prozeß der ungeplanten, informellen und dadurch umweltgefährdenden Urbanisierung. Es ist durch Verelendungserscheinungen wie die Bildung von Slums gekennzeichnet.
2. Das *Suburbia-Syndrom* (WBGU, 1996b) beschreibt den Prozeß der Ausweitung von Städten mit Umweltauswirkungen großer Reichweite. Durch die Bildung städtischer Agglomerationen entstehen neue Raumstrukturen mit entsprechendem Anpassungsbedarf.

Insbesondere die Siedlungsausdehnung an den Stadträndern führt bei beiden Syndromen zu einer Verringerung des ökologischen Potentials im Stadtumland. Die Ursachen sind jedoch sehr unterschiedlich. Während beim Suburbia-Syndrom ein ökonomischer Nutzungsdruck besteht, geht es beim Favela-Syndrom um die Überlebenssicherung der von Armut betroffenen Menschen. In den innerstädtischen Bereichen läßt sich dieser Nutzungsdruck durch ordnungsrechtliche Maßnahmen noch einigermaßen von den Freiflächen fernhalten. Aufgrund des oft nur geringen Organisationsgrads von Planungs-, Kontroll- und Vollzugsinstanzen läßt sich die Inbesitznahme von Freiflächen an den Stadträndern jedoch kaum verhindern. Die ökologischen Belange treten gegenüber der Existenzsicherung in den Hintergrund.

Die von den Städten der Industrieländer ausgehende Entwicklung führt häufig zu einer Landschaftsschädigung durch die Expansion von Stadt- und Infrastrukturen. Im Hinblick auf die Biosphäre sind die Umwidmung des natürlichen Lebensraums in Nutzfläche sowie eine Zunahme der Bodenbelastung durch verkehrsbedingte Stoffeinträge wesentlich. Zunehmende Agglomerationsnachteile, wie z. B. hohe Bodenpreise oder starke Verkehrsbelastung und der Wunsch nach naturnahem Wohnen haben eine Zersiedlung des städtischen Umlands zur Folge. Der damit verbundene Ausbau der Infrastruktur zerschneidet Erholungsgebiete und natürliche Lebensräume. Durch diese Umwidmung des natürlichen Lebensraums (allein in Deutschland etwa 90 ha Tag $^{-1}$) kommt es zu einem starken Verlust an biologischer Vielfalt. So ist z. B. davon auszugehen, daß durch die Umwidmung agrarischer Nutzfläche in Großbritannien etwa 30% der Tier- und Pflanzenarten auf Dauer verloren gegangen sind (WBGU, 1994).

Während beim Suburbia-Syndrom die räumliche Expansion maßgeblich ist, bewirken im Favela-Syndrom Ausmaß und Geschwindigkeit des armutbedingten Zustroms von Menschen in bestehende Siedlungsstrukturen eine Schädigung der Biosphäre. Bei beiden Entwicklungsmustern sind Verluste an biologischer Vielfalt und unterschiedliche Bedingungen für die Invasion fremder Arten festzustellen.

E 3.8.6 Leitbilder und Konzepte einer nachhaltigen Stadtentwicklung

Zur Umkehr der beschriebenen Trends in der Stadtentwicklung wurden in den letzten Jahren neue Leitbilder entworfen, die im deutschen Sprachraum z. B. als „ökologischer Stadtumbau", „Stadt der kurzen Wege" oder „Ökologie der Zeit" Verbreitung gefunden haben. In der AGENDA 21 wird für eine nachhaltige Entwicklung neben der Einbeziehung der Umwelt ausdrücklich auch die Beachtung wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Entwicklung gefordert. In Kapitel 28 wird die Bedeutung der Städte für eine nachhaltige Entwicklung hervorgehoben. Verbunden damit ist ein Aufruf an die Kommunen, gemeinsam mit allen gesellschaftlichen Gruppen eine LOKALE AGENDA 21 zu entwerfen (UNCED, 1992). Dieses Vorgehen unterscheidet sich von herkömmlichen Planungsverfahren durch die Einbeziehung aller relevanten gesellschaftlichen Gruppen.

Ein weiteres wichtiges Prinzip der Nachhaltigkeit wird in der Charta von Aalborg formuliert. Demnach dürfen Städte ihre ökologischen, ökonomischen und sozialen Probleme weder zeitlich noch räumlich exportieren. Vielmehr sollen diese zunächst auf der lokalen Ebe-

ne zu lösen versucht werden. Erst wenn sich dies als unmöglich herausstellt, sollten zeitliche oder räumliche Ausgleichsmöglichkeiten gesucht werden (ESCTC, 1994; Kuhn und Zimmermann, 1996).

1996 fand in Istanbul die Weltsiedlungskonferenz HABITAT II statt (WBGU, 1999a). Die Schwierigkeit, den 1992 in der AGENDA 21 verankerten Begriff der nachhaltigen Entwicklung als Grundprinzip für die Entwicklung menschlicher Siedlungen zu verankern, konnte durch die Kompromißformel „Nachhaltige Entwicklung gleich wirtschaftliche Entwicklung, sozialer Ausgleich und ökologische Verträglichkeit“ überwunden werden (BMBau, 1997). Dahinter steht das Anliegen der Entwicklungsländer, ihr Recht auf nachholende Entwicklung wahrzunehmen. Auf nationaler und kommunaler Ebene hat der HABITAT-II-Prozeß einige Wirkung entfaltet, was insbesondere auf die umfassende Einbeziehung von Kommunen, Wissenschaft, Wirtschaft und NRO zurückzuführen ist (Sibum, 1997). In Deutschland wurde ein Nationalbericht zur Konferenz HABITAT II erstellt (BMBau, 1996) und ein nationaler Aktionsplan, der sich am Globalen Aktionsplan von HABITAT II orientiert (ARL, 1996). Die von den Regierungen unterzeichnete Absichtserklärung für eine nachhaltige Stadtentwicklung besitzt zwar keine Rechtsverbindlichkeit, läßt sich aber politisch einfordern.

Auf der 2000 in Berlin stattfindenden Weltkonferenz URBAN 21 zur Zukunft der Städte soll anknüpfend an die Ergebnisse von Rio de Janeiro und Istanbul auf konkrete Lösungsmöglichkeiten hingearbeitet werden. Im Mittelpunkt werden die Probleme des Wachstums von Megastädten in den Entwicklungsländern und nichtnachhaltige Stadtentwicklung in den Industrieländern stehen. Zur Konferenz wird der „Weltbericht zur Zukunft der Städte“ von der Weltkommission URBAN 21 vorgelegt. Die Konferenz soll abschließend eine Erklärung verabschieden, welche die Eckpunkte einer zukünftigen weltweiten Städtepolitik umreißen und wegweisend für die Stadtentwicklung im 21. Jahrhundert sein soll (BBR, 1999).

Handlungsempfehlungen zur Förderung einer nachhaltigen Stadtentwicklung

Stadtplanerisch stehen in bezug auf den Schutz der Biosphäre ökologische Belange im Vordergrund – ohne die Integration sozialer und ökologischer Belange werden die positiven Effekte einer rein ökologischen Stadtplanung jedoch marginal bleiben. Von grundsätzlicher Bedeutung für den Schutz der städtischen Biosphäre ist zunächst eine ausreichende Bewertungsgrundlage. Um eine gerechte Abwägung der Schutz- und Nutzungserfordernisse der Biosphäre zu gewährleisten, ist eine umfassende Bestandsaufnahme und Bewertung vorhandener Biotope notwendig. Dieser Anforderung wird in Deutschland durch die flächendeckende Biotopkartierung Rechnung getragen, welche mittlerweile über 200 Kartierungen, insbesondere in Klein- und Mittelstädten, umfaßt (Schulte et al., 1993). Die Übertragbarkeit der hier entwickelten Methodik auf andere Länder wird seit 1990 in der internationalen Zusammenarbeit mit Brasilien erprobt und hat bereits zu ersten Ergebnissen geführt (Schulte et al., 1994).
Für eine am Schutz der Biosphäre orientierte nachhaltige Stadtentwicklung ergeben sich darüber hinaus folgende Ansatzpunkte für die Stadtplanung (Becker, 1992; Loske, 1996; Birzer et al., 1997):

- Schaffung von Ver- und Entsorgungsstrukturen (Energie und Abfall), die eine effiziente Nutzung eingesetzter Ressourcen und die Einführung von Stoffkreisläufen (Kap. E 3.2) ermöglichen.
- Verhinderung von Landschaftszersiedlung in städtischen Randzonen. Eine Nachverdichtung sollte jedoch nicht zu Lasten innerstädtischer Freiflächen geschehen. Die Bodenversieglung sollte vermindert und ökologisches Bauen gefördert werden.
- Erstellung von Konzepten für innerstädtische Freiflächen, um den Anteil von Freiflächen zu erhöhen und z. B. als Biotopverbünde miteinander zu vernetzen (Fachdienst Natur und Umwelt der Stadt Neumünster, 1999). Ziel sollte es sein, die biologische Vielfalt und ihre Funktionen in der Stadt zu sichern. Besondere Bedeutung kommt hier den Brachen, Baulücken und Grünflächen zu. Gerade bei Brachflächen besteht in der Regel ein besonderer Nutzungsdruck für eine ökonomische Verwertung, die häufig bereits in der Flächennutzungsplanung vorgesehen ist und im Konflikt mit bestehender, häufig informeller Nutzung steht.
- Aufzeigen von Möglichkeiten zur Reduzierung des motorisierten Individualverkehrs und Einsatz der

Tabelle E 3.8-2
Entwicklungstrends des Favela- und des Suburbia-Syndroms.
Quellen: WBGU, 1994, 1996b, 1998a

Favela-Syndrom	Suburbia-Syndrom
Bevölkerungswachstum, Landflucht, Abfallakkumulation, Kontamination, Versiegelung, Zusammenbruch der traditionellen Landwirtschaft, Reduktion kultureller Vielfalt, soziale und ökonomische Marginalisierung, Troposphärenverschmutzung, Süßwasserverknappung, Eutrophierung, Absenkung des Grundwasserspiegels	Anspruchssteigerung, Individualisierung, sektoraler Strukturwandel, Wirtschaftswachstum, Zersiedlung, Fragmentierung von Ökosystemen, Konversion von naturnahen Ökosystemen, Versieglung, Entstehung neuer Wirtschaftsräume, Deregulierung, wachsendes Verkehrsaufkommen, Ausbau der Verkehrswege

ökologisch günstigsten Verkehrsmittel (durch individuelle Anreize). Flächenverbrauch und Emissionen durch den Straßenverkehr sollten dabei verringert werden.

- Förderung kleinerer Strukturen, um Verkehrsströme zu vermindern und lokale Identifikationsmöglichkeiten zu ermöglichen.
- Förderung der Zusammenarbeit mit dem Umland. Abkehr von einer einseitig auf Investitionen und Flächenausweitung orientierten Stadtplanung.
- Einbeziehung sozialer Aspekte in eine ökologisch ausgerichtete Stadtplanung. Dazu gehört neben einer auf neuen Dialogformen, Argumentationsstilen und Verfahren beruhenden Partizipation der Bürger am Planungs- und Entscheidungsprozeß sowie einer Förderung nachhaltiger Lebensstile die Beseitigung sozialer Ungleichheiten, welche oft einen Hinderungsgrund für die Umsetzung ökologischer Ziele darstellen (Dangschat, 1997).

Biosphärenorientiertes Leitbild zukünftiger Stadtentwicklung

Eine sich am Biosphärenschutz orientierende Stadtentwicklung muß eine ausgewogene siedlungsstrukturelle Entwicklung verfolgen. Das in den letzten Jahren häufig propagierte Leitbild der kompakten Stadt führt aufgrund der verstärkten Innenverdichtung durch „Freiflächenrecycling“ und Bebauung von Brach- und Freiflächen neben der zunehmenden sozialen Belastung zu einer Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt. Ausgehend von den vorangegangenen Überlegungen empfiehlt der Beirat das Leitbild einer polyzentrischen Stadtentwicklung, welches das Konzept der dezentralen Konzentration widerspiegelt (BMBau, 1993; Spiekermann, 1999): Innerhalb des Stadtgebiets konzentriert sich die Entwicklung auf Siedlungsschwerpunkte, d. h. die City und die Nebenzentren, in denen eine verdichtete Nutzungsmischung besteht. Neue Siedlungsbereiche werden unter Maßgabe einer hohen Funktionsmischung geplant und sind mit dem öffentlichen Personennahverkehr gut erreichbar. Zwischen den Siedlungsbereichen lockern zusammenhängende Grünbereiche die Bebauung auf. Während die Siedlungsschwerpunkte durch einen leistungsfähigen, schienengebundenen öffentlichen Personennahverkehr verbunden sind, werden die Wege innerhalb der städtischen Zentren zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurückgelegt. Die Grünbereiche zwischen den Siedlungsflächen sind ausreichend groß und untereinander sowie mit dem Umland vernetzt. Groß genug bedeutet, daß sie einerseits der Bevölkerung als Erholungsbereich dienen sowie stadtklimatische Funktionen erfüllen können, andererseits Rückzugsmöglichkeiten für stadttypische Arten bilden. Zudem führt die Vernetzung der Grünzonen mit dem Außenbereich zu einer Verminderung der Barrierewirkung städtischer Agglomerationen.

Das Leitbild der polyzentrischen Stadt zielt auf den Schutz von Freiflächen im Außen- und im Innenbereich ab. Obwohl dieses Leitbild eine geringere ökonomische Effizienz als die kompakte Stadt aufweist, ist der soziale und ökologische Zugewinn ungleich höher zu bewerten. Auf diese Weise lassen sich die Funktion der Biosphäre für die Stadt einerseits und die Funktion der Städte für die Erhaltung der Biosphäre andererseits am ehesten integrieren.

E 3.8.7 Internationale Forschungsprogramme zur Stadtökologie

Ein Überblick über die Urbanisierungsforschung ist dem Jahresgutachten 1996 des Beirats zu entnehmen (WBGU, 1996b). Im folgenden werden diejenigen internationalen Forschungsprogramme vorgestellt, welche die Stadtökologie mit Schwerpunkt Biodiversität zum Gegenstand haben.

Innerhalb des MAB-Programms der UNESCO haben die Teilprogramme 11 (Ökologische Aspekte von Stadtsystemen) und 13 (Wahrnehmung von Umweltqualität) einen stadtökologischen Bezug. Untersuchungen im Rahmen des Teilprogramms 11 (ab 1972) konzentrierten sich zunächst auf die Bereiche Energie und Wasser in der Stadt. Später verlagerte sich der Forschungsschwerpunkt insbesondere in Europa auf die Pflege und Entwicklung städtischer Freiräume.

Innerhalb der International Association for Ecology (INTECOL) besteht eine Arbeitsgruppe „Stadtökologie“, die auf dem 1. Internationalen Kongreß für Ökologie 1974 in Den Haag gegründet wurde. Ein eher in Nordamerika bekanntes Forschungsprojekt ist das Urban Forestry Project der International Union of Forestry Organizations (IUFRO), welches die Untersuchung und Entwicklung von Stadtwäldern zum Gegenstand hatte. Neuere Programme und Projekte sind von der OECD (The Ecological City, ab 1994) und der EU (Sustainable Cities and Towns Campaign mit der Charta von Aalborg, ab 1994) initiiert worden und widmen sich verstärkt dem Aspekt der Nachhaltigkeit (z. B. auch das Urban Sustainability Indicators Projekt des International Institute for the Urban Environment, 1993–1995). Zahlreiche angewandte Forschungsprojekte der Vereinten Nationen (UNCHS), verschiedener Institutionen und NRO fördern die Übertragung „guter Beispielprojekte“ (best practices) der nachhaltigen Entwicklung. So sind weltweit eine Reihe von Datenbanken mit Internetzugriff eingerichtet worden, aus denen sich zu den verschiedensten Themen nachhaltiger Stadtentwicklung praxiserprobte, übertragbare Beispiele finden lassen (DIFU, 1997; UNCHS, 1998, 1999). Auf der HABITAT-II-Konferenz wurde z. B. der erneuerte Freiburger Stadtteil Vauban unter den „guten Beispielprojekten“ vorgestellt und ausgezeichnet. Der Folgeprozeß von HABITAT II

ist aufgrund der Qualität der Ergebnisse und der entstandenen Vernetzungen zwischen internationalen, nationalen und lokalen Institutionen als nachahmens- und unterstützenswerte Erfolgsstrategie zur Überwindung negativer Umweltveränderungen zu bewerten.

In den aktuellen Forschungsprogrammen der EU wird nachhaltiger Stadtentwicklung ein hoher Stellenwert beigemessen. Zwar ist man noch weit von einem effizienten und kreativen europäischen Netzwerk von Wissenschaftlern, Lokalpolitikern und Behörden entfernt. Dennoch belegt der letzte Bericht der europäischen Kommission zu den Forschungsergebnissen aus 160 Projekten des 3. und 4. Rahmenprogramms zahlreiche neue Erkenntnisse zu den sozioökonomischen Aspekten der Umweltveränderungen, die gute Perspektiven für eine integrierte Nachhaltigkeitsforschung in europäischen Städten eröffnen (European Commission, 1998).

E 3.9 Integration von Schutz und Nutzung auf regionaler Ebene

E 3.9.1 Erfahrungen und Defizite

Die in Kap. E 2 beschriebenen Fallbeispiele aus der mitteleuropäischen Kulturlandschaft, aus Amazonien, dem Viktoriasee und dem indonesischen Flachmeer haben gezeigt, wie komplex diese Landschaften sind und wie vielfältig Intensität und Ausmaß menschlicher Eingriffe in diese Ökosysteme sein können. Die Beispiele machen auch deutlich, daß eine Nutzung biologischer Ressourcen, die die langfristigen Auswirkungen ignoriert, zu Raubbau und Mißmanagement führt und die Ressourcengrundlage auf Dauer gefährdet (Kap. G).

In den geschilderten Fällen besteht eine Diskrepanz zwischen den hohen Ansprüchen auf der globalen Ebene, wie sie z. B. in Art. 1 der Biodiversitätskonvention formuliert sind (Kap. I 3), und der Praxis vor Ort. Zunächst sind für die Umsetzung der Konvention die Vertragsstaaten direkt verantwortlich. Defizite bei der Anwendung der Prinzipien der Konvention lassen sich aber sowohl in Industrie- als auch Entwicklungsländern feststellen. Im folgenden sollen zwei extreme Beispiele aus dem Kontinuum unterschiedlicher institutioneller und naturräumlicher Rahmenbedingungen herausgegriffen werden.

In den eingangs beschriebenen Fallbeispielen zur Nutzung biologischer Ressourcen in *Entwicklungsländern* zeigt sich, daß nationale Regierungen in großen Flächenstaaten häufig zu wenig Interesse an dem haben, was sich weit entfernt von der Hauptstadt abspielt (Amazonien; Kap. E 2.2), oder nicht genügend Durchsetzungskraft besitzen, um bestehende gesetzliche Regelungen vor Ort wirkungsvoll umzusetzen (indonesisches Flachmeer; Kap. E 2.4). Die Eigentumsrechte an den biologischen Ressourcen liegen häufig in der Hand des Staates bzw. einer geringen Anzahl privater Eigentümer. Ausreichende Wissensgrundlagen sowie strukturelle, personelle und finanzielle Kapazitäten für Planungen sind kaum vorhanden, und planerische Entscheidungen werden meist nicht vor Ort, sondern zentral gefällt. Durch die große Entfernung zwischen Entscheidung und Umsetzung findet keine Rückkopplung zwischen lokal vorhandenem Wissen und der Raumplanung statt. Schlecht ausgestattete und unzureichend vernetzte Institutionen haben keine Möglichkeit, die Umsetzung von Planungszielen zu überprüfen oder durchzusetzen. Dieses „Umsetzungsvakuum" führt dazu, daß aufgrund kurzfristiger wirtschaftlicher Interessen und ohne Rücksicht auf die Nachhaltigkeit der Nutzung agiert wird.

Umgekehrt konnte aber auch in *Industrieländern* eine ausgefeilte Regionalplanung bis hinunter auf die kommunale Ebene und die Ausweisung von Schutzgebieten mit eindeutig definiertem Status nicht gewährleisten, daß die Ziele der Bewahrung und nachhaltigen Nutzung der Biosphäre ausreichend umgesetzt wurden. Ein Problem ist hierbei, daß in der Praxis häufig wirtschaftliche Vorhaben eine geringere Beweislast für die Notwendigkeit des Eingriffs tragen, als der Naturschutz für die Verhinderung eines Eingriffs oder die Ausweisung eines Schutzgebiets. Die oft immer noch zu beobachtende stückweise und kleinräumige Konvertierung ökologisch wertvoller Flächen in intensiv genutzte Bereiche setzte sich fort, bei nur unzureichender Beachtung der ökologischen Zusammenhänge (z. B. Schutzgebietsnetzwerke). Unterschiedliche Fachplanungen sind hier oft schlecht aufeinander abgestimmt und vernachlässigen die Sicht auf die regional bedeutsamen Ökosystemleistungen. Ein Grund hierfür ist, daß häufig sehr kleine räumliche Einheiten betrachtet werden, in denen die vielfältigen Funktionen von Ökosystemkomplexen noch nicht sichtbar werden oder die Ursachen für lokale Ereignisse jenseits des Einfluß- und Handlungsbereichs der lokalen Institutionen liegen. Dort, wo in Industrieländern solche Funktionen berücksichtigt sind – z. B. in der Schutzwaldsanierung im alpinen Raum – werden häufig parallel andere Planungen für Tourismus oder Infrastruktur losgelöst von diesen Funktionen betrieben. Die Flächen sind im Besitz vieler unterschiedlicher Eigentümer mit zuwiderlaufenden Interessen, was sich in stark unterschiedlichen und konfliktträchtigen Ansprüchen an Landschaft und Flächennutzung widerspiegelt.

In beiden Fällen mangelt es an der praktischen Anwendung des auf globaler Ebene formulierten Prinzips der Integration von Erhaltung *und* nachhaltiger Nutzung biologischer Vielfalt vor Ort. Es stellt sich die Frage, mit welchem Ansatz und auf welcher Ebene sich diese schwierige Aufgabe am wirkungsvollsten erzielen läßt.

Eine ausschließlich auf dem Regulierungsansatz beruhende globale Biosphärenpolitik, die nur darauf setzt, Ziele durch staatliche Maßnahmen in der Region durchzusetzen, stößt schnell an ihre Grenzen, wie die obigen Extremfälle zeigen und in Kap. I 2 näher ausgeführt wird. Ein erfolgreicher Ansatz sollte daher auch die Chancen nutzen, die der Motivationsansatz (Kap. I 2.4) für die Anwendung auf der regionalen Ebene zu bieten hat. Dabei geht es weniger darum, starre Zielvorstellungen einer zentralen Governanceinstanz regional durchzusetzen, sondern es soll – in Anwendung des Subsidiaritätsprinzips – durch das Zulassen einer Vielfalt institutioneller Ansätze und regionaler Experimente ein Suchprozeß organisiert werden, der die divergierenden individuellen regionalen Vorstellungen der Akteure besser integrieren kann.

Will man den Schutz der Landschaften und Ökosysteme mit nachhaltiger Nutzung verbinden, dann benötigt man ein Konzept, das zudem der Komplexität der verschiedenen Schutz- und Nutzungsansprüche vor Ort gerecht wird. Dabei kann man die unterschiedlichen Ökosystemtypen und Landnutzungsformen nicht unabhängig voneinander betrachten, denn sie sind über Wechselwirkungen verkoppelt, grenzen aneinander oder überschneiden sich sogar. Angesichts der globalen Vielfalt der Ökosysteme und Nutzungsformen muß ein solcher Ansatz in seiner konkreten Ausgestaltung natürlich an die jeweiligen Gegebenheiten angepaßt sein. Das betrifft nicht nur die natürlichen Faktoren (Gelände, Böden, Klima), sondern auch die gesellschaftlichen Bedingungen (Kultur, Besiedlungsdichte, Struktur staatlicher Institutionen usw.). Einander widersprechende Schutz- und Nutzungsansprüche führen zu Konflikten, die den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Biosphäre erschweren.

Von besonderer Bedeutung ist das Verhältnis zur bereits bestehenden Planung: Der Ansatz sollte mit seinen Prinzipien und Instrumenten dazu beitragen, die Sichtweise einer Integration von Erhaltung und nachhaltiger Nutzung der Biosphäre in die raumbezogene Planung einzubringen. Dabei muß der Raum einerseits groß genug sein, um wirksame Maßnahmen zum Ökosystemschutz durchsetzen zu können und andererseits klein genug, um lokal angepaßte Konzepte zu entwickeln, die den ökologischen, ökonomischen und sozialen Rahmenbedingungen vor Ort gleichermaßen gerecht werden.

Ein weiteres wichtiges räumliches Kriterium ergibt sich aus grundsätzlichen Überlegungen zur Biosphärenpolitik (Kap. I 2): das räumliche Äquivalenzprinzip. Je weiter Nutzen und Kosten des Biosphärenschutzes räumlich auseinanderklaffen, desto schwieriger wird die Konsensfindung. Es sollte für das politische Handeln darum diejenige Ebene gewählt werden, die für einen Ausgleich der Nutznießer mit den Kostenträgern am besten geeignet ist. Dies muß nicht immer die globale Ebene sein: Auch die hier behandelte regionale Ebene kann – dem Subsidiaritätsprinzip folgend – einen interessanten Ansatz bieten.

Die Aufgabe von zentraler Wichtigkeit ist dabei folgende: Es muß auch bei der Nutzung biologischer Ressourcen zu einem Abgleich der drei Nachhaltigkeitskomponenten (ökonomische, ökologische und soziale Komponente) kommen. In ländlichen Räumen müssen vor allem die intensive Land- und Forstwirtschaft, die Erhaltung natürlicher Ökosysteme und die Interessen der örtlichen Bevölkerung miteinander abgewogen werden.

Dabei kann es nicht darum gehen, einer der drei Komponenten ein Primat gegenüber den anderen einzuräumen. Dem Raubbau an biologischen Ressourcen soll nicht im Gegenzug ein Konzept gegenübergestellt werden, in dem sich jede ökonomische Nutzung biologischer Ressourcen ausschließlich von Naturschutzgesichtspunkten leiten lassen muß. Vielmehr müssen alle drei Aspekte bereits vom Ansatz her integriert betrachtet werden. Ein erfolgreiches Konzept wird dabei vor allem auf ländliche Regionen zugeschnitten sein, die von der Nutzung biologischer Ressourcen geprägt sind und weniger auf Regionen, in denen Industrie oder Siedlungen die vorherrschenden Einflüsse bilden. Dabei sollte eine bürokratische Überreglementierung im Sinn einer kleinräumigen und flächendeckenden Nutzungsplanung unbedingt vermieden werden, um den lokalen Akteuren Flexibilität zu geben und Handlungsspielräume zu öffnen, wobei allerdings immer die Einhaltung der Leitplanken (Kap. I 1) und Leitlinien (Kasten I 1.1-1) zu beachten ist.

Im folgenden Kapitel sollen die Prinzipien und Instrumente für einen solchen regionalen Ansatz zur Integration von Erhaltung und Nutzung biologischer Ressourcen vorgestellt werden. Diese sind natürlich nicht allgemeingültig und schablonenhaft auf alle Regionen der Erde anwendbar, sondern bilden Bausteine, die vor Ort unter den jeweils gegebenen Rahmenbedingungen zu einem „passenden“ und flexiblen Konzept zusammengesetzt werden müssen.

E 3.9.2
Der Vorschlag des bioregionalen Managements: Prinzipien und Instrumente

Für die konkrete Ausgestaltung der Integration von Schutz und Nutzung schlägt das World Resources Institute (Miller, 1996) das „bioregionale Management“ vor, das hier beschrieben und hinsichtlich seiner Eignung für die Umsetzung dieser Ziele in der Raum- und Landesplanung bewertet werden soll.

Unter einer *Bioregion* wird dabei ein geographisch abgrenzbarer Raum mit vorwiegend ländlicher Struktur verstanden, der durch seine naturräumliche Ausstattung wie auch durch seine Kultur und Geschichte charakterisiert ist und mehrere Ökosystem- und Landschaftsnut-

zungstypen umfaßt (z. B. Wassereinzugsgebiete, Wälder, Weide- und Ackerland). Eigentlich ist der Begriff Bioregion zu eng gefaßt, da hier nicht nur Teile der Biosphäre, sondern auch der Hydro-, Geo-, und Atmosphäre betrachtet werden. „Ökoregion“ wäre sicher die treffendere Bezeichnung, doch da „Bioregion“ in diesem Zusammenhang als Begriff bereits eingeführt und Ökoregion (engl. ecoregion) inhaltlich anders besetzt ist, soll hier weiterhin von Bioregionen die Rede sein. Bioregionen sind ein geeigneter Rahmen für das Management biologischer Ressourcen, da die Zusammenschau der Ökosysteme einer Region mit ihren Vernetzungen und ihren Stoffflüssen erleichtert und eine enge Rückkopplung von Maßnahmen und ihren Auswirkungen gesichert wird. Durch die Überschaubarkeit der Region und die enge Kopplung von lokaler Bevölkerung und Politik können Interessenkonflikte vor Ort besser gelöst werden.

Bioregionales Management versucht, für eine Bioregion unter Nutzung eines vielseitigen Instrumentenmix und unter Einbeziehung der relevanten Gruppen und Institutionen ein abgestuftes Schutz- und Nutzungskonzept für die biologischen Ressourcen zu entwickeln und umzusetzen. Da die Bioregion durch naturräumliche Grenzen definiert ist, kann sie mehrere politisch-administrative Einheiten (z. B. Kommunen, Provinzen, Staaten) umfassen und entsprechende Grenzen überschreiten.

Als Beispiele für Bioregionen können etwa das Große Barriereriff in Australien (Kasten E 3.9-3), das Serengeti-Ökosystem in Kenia und Tansania oder das Wattenmeer in den Niederlanden, Deutschland und Dänemark gelten. Die Größe von Bioregionen kann je nach Gegebenheiten unterschiedlich sein: In Gegenden mit wenig ökosystemarer Diversität und einer eher einheitlichen Besiedlung sind Bioregionen großflächiger als in Räumen mit hoher Landschafts- und Kulturvielfalt. Allgemeingültige Kriterien für die Abgrenzung von Bioregionen lassen sich daher nur schwer finden. Im Serengeti-Ökosystem mögen die Wanderungsbewegungen der Wildtiere entscheidend sein, während im Wattenmeer oder im Großen Barriereriff eine Einbeziehung der Landwirtschaft im Hinterland sowie der Schiffahrtswege sinnvoll erscheint. Die konkrete Ausgestaltung bioregionalen Managements kann auf Erfahrungen unterschiedlicher Naturschutz- und Entwicklungsprogramme zurückgreifen, wie z. B. das MAB-Programm der UNESCO (UNESCO, 1996b; Kap. I 3.3.2) oder das Konzept integrierter Schutz- und Entwicklungsprojekte (ICDPs; Miller, 1996).

Die wichtigsten *Elemente* des bioregionalen Managements sind:

- die Betrachtung von Regionen, die groß genug sind, um Habitat- und Ökosystemfunktionen langfristig bereitzustellen,
- die Anwendung eines Zonierungskonzeptes, das die Landschaft in ein abgestuftes Muster unterschiedlicher Nutzungsintensitäten aufteilt,
- die Beteiligung relevanter Akteure an der Ausgestaltung und Umsetzung des Konzepts, u. a. durch umfassende Informationsvermittlung,
- die Begleitung des Managementprozesses durch Forschung, Monitoring und Verwendung traditionellen Wissens,
- die Einführung flexibler, adaptiver Managementstrukturen, die Zielkorrekturen ermöglichen, wenn sich die Wissenslage ändert,
- die institutionelle Integration, um bestehende Lükken zu schließen und unnötige Doppelarbeit zu vermeiden,
- internationale Kooperation bei Ökosystemen oder Schutzgütern, die sich über mehrere Staaten erstrekken.

Um den Umgang mit den biologischen Ressourcen in einer Region nachhaltig zu gestalten, müssen bestimmte *Prinzipien* berücksichtigt und umgesetzt werden. Zu diesen Prinzipien zählt:

- Der Umgang mit biologischen Ressourcen darf nicht allein von ökonomischen Nutzungen dominiert sein, sondern muß im Sinn des Nachhaltigkeitsprinzips in Abwägung ökonomischer, ökologischer und sozialer Gesichtspunkte und unter stärkerem Langfristdenken erfolgen (Kap. H).
- Bioregionales Management berücksichtigt die Im- und Exporte von Nährstoffen oder Sedimenten sowie ihre Verteilung innerhalb der Bioregion, um einer Entkopplung von Stoffkreisläufen entgegenzuwirken (Kap. E 3.2).
- Neben den unmittelbar erkennbaren Nutzungswerten müssen auch Ökosystemleistungen berücksichtigt werden. Hierzu gehören Leistungen für Naherholung und Tourismus, aber vor allem auch Leistungen, die nicht auf einfache Weise monetarisiert und über den Markt bewertet werden können, wie z. B. die Regelungsleistungen natürlicher Ökosysteme (Kap. D 2.5). Der bioregionale Ansatz schließt Werte aus allen 5 Kategorien ein: Es werden nicht nur die Nutzungswerte (Wert biologischer Produkte wie z. B. Holz) berücksichtigt, sondern ebenfalls die Funktionswerte (z. B. Überflutungsschutz durch Auwälder) sowie die Options-, Existenz- und Symbolwerte (als wichtige Begründungen für die Erhaltung biologischer Vielfalt). In Kap. H (und ausführlicher in einem Sondergutachten des Beirats zu diesem Thema; WBGU, 1999b) werden diese vielfältigen Werte der Biosphäre und die Verfahren zu ihrer Bewertung vorgestellt.

Um diese Prinzipien konkret umzusetzen, stehen eine Reihe von Instrumenten zur Verfügung. In manchen Ländern werden einige dieser Instrumente bereits heute eingesetzt, sie sind daher nicht nur für dieses Konzept des bioregionalen Management spezifisch.

Zonierung

Das bioregionale Management wendet ein Zonierungskonzept an, das – ähnlich wie in der Gliederung des Kap. E 3.3 widergespiegelt – zwischen Naturschutzflächen (Landschaftsnutzungstyp „N“, Schutz vor Nutzung; Kap. E 3.3.1), Gebieten extensiver Landnutzung (Landschaftsnutzungstyp „M“, Schutz durch Nutzung) und Bereichen intensiver Landnutzung (Landschaftsnutzungstyp „W“, Schutz trotz Nutzung) unterscheidet. Die Biosphärenreservate des UNESCO-Programms „Mensch und Biosphäre“ (MAB; Kap. I 3.3.2), die als Erprobungs- und Demonstrationsgebiete für die Integration unterschiedlicher Ansprüche an die Biosphäre dienen, nutzen in ähnlicher Weise eine Gliederung in Kern-, Pflege- und Entwicklungszone (Kasten E 3.9-1). Dabei wurden Biosphärenreservate allerdings bisher vor allem in Gebieten mit hohem Anteil an überregional oder global bedeutenden Elementen der Biosphäre (z. B. biologische Vielfalt) ausgewiesen, so daß dort in der Regel ein hohes Gewicht auf die Erhaltung der Biosphäre gelegt werden muß.

Die Naturschutzflächen (Typ „N“) können aufgrund ihrer Lage, Orographie oder biologischen Vielfalt wertvolle ökosystemare Leistungen für die Region liefern, die schwer zu monetarisieren sind und bei land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung verlorengehen würden (Kap. D 2.5). Diese Gebiete stellen gewissermaßen „regionale Leitplanken“ dar, deren ungehinderte ökonomische Nutzung die Nachhaltigkeit der Region gefährden würde. Diese Gebiete müssen durch geeignete Verfahren identifiziert werden. Ebenso muß die Umsetzung der jeweiligen Schutzziele gewährleistet sein. Es ist zumeist aus ökologischen und landschaftspflegerischen Gründen sinnvoll, diese Naturschutzflächen mit „Pufferzonen“ zu umgeben, auf denen eine extensive wirtschaftliche Nutzung erfolgt (Typ „M“). Der – in vielen Regionen weit überwiegende – Anteil der übrigen Fläche (die „Matrix“ der Landschaft) kann unter Beachtung der Leitlinien für nachhaltige Nutzung (Kasten I 1.1-1) nach marktwirtschaftlichem Spiel der Kräfte mit den intensiven Methoden einer nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft genutzt werden (Kap. E 3.3.4).

Damit entsteht ein Mosaik von Flächen unterschiedlicher Schutz- und Nutzungsintensität, deren Matrix meist von Land- und Forstwirtschaft geprägt ist, während die Schutzgebiete und ihre Pufferzonen und Korridore darin ein Netzwerk bilden, das die Bioregion mit den ökologischen Leistungen versorgt, die nur durch intakte natürliche oder naturnahe Ökosysteme bereitgestellt werden können.

Leitlinien für intensiv genutzte Flächen

Das bioregionale Management muß nicht nur die globalen Leitplanken im Blick haben (Kap. I 1). Auch bei den Flächen für die intensive Nutzung (Typ „W“), bei denen der Nutzwert durch die Produktion biologischer Güter im Vordergrund steht (intensive Land- und Forstwirtschaft) muß darauf geachtet werden, daß die Ökosysteme ihre Nutzungs-, Regelungs-, Lebensraum- und Sozialfunktion erfüllen können und die Grenzen der Nachhaltigkeit nicht überschritten werden. In Deutschland wurden hierfür z. B. Vorschriften gegen übermäßige Gülleausbringung oder Verwendung von Pflanzenschutzmitteln erlassen. In Kasten I 1.1-1 sind diese Leitlinien im einzelnen aufgeführt.

Kasten E 3.9-1

Zonierung in Biosphärenreservaten

Seit 1976 werden im Rahmen des Man and Biosphere Program (MAB) der UNESCO sog. Biosphärenreservate eingerichtet (Gregg 1991; UNESCO, 1996a). Insgesamt existieren heute 356 MAB-Reservate in 90 Ländern (UNESCO, 1999). Sie werden sowohl in Industrie- als auch in Entwicklungsländern eingerichtet und dort jeweils an die nationalen Rahmenbedingungen angeglichen.

Der Grundgedanke des Biosphärenreservatkonzepts ist die Integration des lebenden und wirtschaftenden Menschen in den Schutz und die Pflege bestimmter Ökosysteme zur Entwicklung einer nachhaltigen Landnutzung. Biosphärenreservate werden dabei als Gebietssysteme angelegt, die sich einerseits aus Bereichen unberührter, natürlicher bzw. naturnaher Ökosysteme und andererseits aus Gebieten, die durch menschliche Tätigkeit geprägt sind, zusammensetzen (Erdmann, 1997).

Räumlich gesehen bestehen Biosphärenreservate aus drei Elementen:

Kernzone. Hier steht der Schutzgedanke im Vordergrund. Allenfalls Beobachtungen weitgehend ungestörter Ökosysteme und nicht umweltgefährdende Forschung sind erlaubt. Diese Zone entspricht dem Landschaftsnutzungstyp „N“ (Kap. E 3.3.1).

Puffer- bzw. Pflegezone. Dieses Gebiet grenzt das Kerngebiet von der Entwicklungszone ab. Die Nutzung dieser Zone beschränkt sich auf Umwelterziehung, Erholung, Ökotourismus und naturräumlich angepaßte Forschungsaktivitäten. Diese Zone entspricht dem Landschaftsnutzungstyp „M“.

Entwicklungszone. Dieses Gebiet stellt den Lebens-, Wirtschafts- und Erholungsraum der Bevölkerung dar. Diese Zone entspricht dem Landschaftsnutzungstyp „W“. Ziel ist dabei die Entwicklung einer nachhaltigen Wirtschaftsweise, die den Ausgleich zwischen den Ansprüchen von Mensch und Natur herstellt (UNESCO, 1996b).

Vor diesem Hintergrund werden auch die Hauptfunktionen von Biosphärenreservaten deutlich: (1) Schutzfunktion, (2) Entwicklungsfunktion und (3) Unterstützungs- und Demonstrationsfunktion, wie sie in der Sevilla-Strategie von MAB festgeschrieben wurden (UNESCO, 1996b). Das Biosphärenreservatkonzept ist somit eine Strategie, die Schutzgebiete in ihren regionalen Kontext einbettet und ein abgestuftes, flächendeckendes Schutz- und Nutzungsziel verfolgt.

Irreversible Prozesse sind dabei zu vermeiden, so daß für die Zukunft mehrere Optionen offen gehalten werden können und eine Umwidmung von Flächentypen prinzipiell möglich bleibt. Dies ist auch unter ökonomischen Gesichtspunkten anzustreben, da präventive Maßnahmen häufig deutlich billiger sind als die Restaurierung zerstörter und degradierter Flächen (Kasten D 2.4-1).

Einbeziehung wichtiger Interessengruppen

Wenn der Vollzug gesetzlicher Bestimmungen oder die Überwachung von Schutzgebieten – z. B. in Entwicklungsländern – unzureichend ist, muß diese Lücke z. B. durch einen „Ansatz von unten" geschlossen werden. Dann stellt die Einbeziehung wichtiger Interessengruppen ein wesentliches Element dezentraler Ansätze zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung biologischer Ressourcen dar, und die Verantwortung für den Umgang mit den Ressourcen muß über direkte Verhandlungslösungen, Selbstverpflichtungen und Anreizsysteme erzielt werden und kann u. U. in die Hände der bisherigen Nutzer gelegt werden (z. B. Projekt Campfire, Kap. E 3.3.3).

Es stellt sich allerdings bei partizipativen Ansätzen immer die Frage, wer eine „wichtige Interessengruppe" (stakeholder) darstellt, wer also beteiligt werden soll und wer nicht. Im Zusammenhang mit bioregionalen Ansätzen können Stakeholder als Einzelpersonen, Gruppen oder Institutionen verstanden werden, die von Entscheidungen direkt betroffen sind, ein nachvollziehbares und begründbares Interesse vertreten oder deren Handeln sich hemmend oder fördernd auf den Umgang mit den biologischen Ressourcen in der Region auswirkt oder künftig auswirken könnte. Beteiligung heißt also nicht, daß die Meinung eines jeden erfragt und berücksichtigt wird, denn dies würde schnell zu Handlungsunfähigkeit oder Beliebigkeit der Ergebnisse führen. Eine wichtige Aufgabe besteht deshalb darin, diejenigen Interessengruppen in einer Region zu identifizieren, die an der Nutzung der biologischen Ressourcen beteiligt sind bzw. sie beeinflussen. Häufig müssen dazu Motivations- und Informationsarbeit geleistet werden, um Institutionen, Einzelpersonen und Gruppen zum Mitmachen zu bewegen, deren Handeln (oder Nichthandeln) eine Schlüsselposition bei der Nutzung biologischer Ressourcen einnimmt. Die Bandbreite der Beteiligung kann von Vereinbarungen über die Einhaltung bestimmter Managementpraktiken bis hin zur Mediation von Konflikten zwischen Schutz und Nutzung reichen (Lewis, 1996). Da in vielen Entwicklungsländern detaillierte Planungsstrukturen fehlen, sind solche partizipativen Ansätze oft die einzige Möglichkeit, Ressourcennutzungskonzepte aufzustellen und somit einem ungehinderten Raubbau entgegenzuwirken, ohne auf eine ökonomische Nutzung biologischer Ressourcen zu verzichten. Insbesondere NRO erfüllen hier oft die Aufgabe, in der Bevölkerung durch Informationen die Kapazitäten für eine Beteiligung am Planungsprozeß aufzubauen.

Umgekehrt zeigt sich in vielen Industrieländern, daß hoheitliche Planungen häufig auf erhebliche Widerstände der Betroffenen stoßen und somit eine frühzeitige Beteiligung der Bevölkerung eine wichtige Erfolgsbedingung ist. Daher ist in vielen Industrieländern bereits die Beteiligung der Akteure bzw. Betroffenen an den Planungsverfahren vorgesehen. Bei dieser Konstellation kann die Zusammenführung der unterschiedlichen Akteure, die mit ihrem Handeln direkt oder indirekt auf die Biosphäre einwirken, bereits im Vorfeld staatlicher Planungen zur Klärung von Interessen und Konflikten beitragen.

Allerdings muß die staatliche Durchsetzung von Maßnahmen auch im Falle des Versagens der Diskursprozesse gewährleistet bleiben. Wenn sich z. B. wichtige Interessengruppen dem Diskurs grundsätzlich verweigern, wird staatliches Handeln zwingend: Hier stößt der partizipative Ansatz an seine Grenzen.

Finanzierungs- und Anreizsysteme

Finanzierungs- und Anreizsysteme, wie sie in der Biodiversitätskonvention vorgesehen sind (z. B. GEF; Kap. I 3.5) sind ein wichtiges Element des Biosphärenschutzes, das auch auf regionaler Ebene zum Tragen kommen kann. Auch finanzielle Entschädigungen (positive Anreize) oder die Entwicklung alternativer Perspektiven für betroffene Personenkreise (z. B. Landwirte) lassen unumgängliche Nutzungseinschränkungen und -änderungen leichter akzeptieren. Im Biosphärenreservat Rhön führten nicht zuletzt spürbare Einkommensverbesserungen und zusätzliche Chancen und Perspektiven insbesondere in den Bereichen Gastronomie und Tourismus zu einer deutlichen Akzeptanzsteigerung des MAB-Projektes (Ott, 1994). Maßnahmen, die sich mit den Eigeninteressen bestimmter Gruppierungen dekken, haben größere Chancen, zum „Selbstläufer" zu werden. Dies läßt sich z. B. über die Einführung von Gütesiegeln für Qualitätsprodukte und damit verbundene Marketingstrategien erreichen.

Neben der Frage, wie *innerhalb* einer Region Anreiz- und Finanzierungssysteme aufgebaut werden können, steht natürlich auch die Frage, wie ein finanzieller Ausgleich *zwischen* Regionen geleistet werden kann. Wenn eine Region einen hohen Anteil an schutzwürdigen Ökosystemen aufweist und durch einen Verzicht auf ökonomisch attraktive, aber mit den Prinzipien der Nachhaltigkeit unvereinbare Entwicklung einen Beitrag zur Erhaltung national oder global bedeutender biologischer Vielfalt leistet, dann ist die Frage nach einem überregionalen Finanzausgleich zu stellen, etwa in Form zusätzlicher Zuweisungen. Dies ist insbesondere in den Brennpunkten der biologischen Vielfalt von großer Bedeutung.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen hat in bezug auf die nationale Ebene bereits auf die Möglichkeiten eines finanziellen Ausgleichs zwischen Kommunen und Regionen mit unterschiedlicher Naturraumausstattung hingewiesen (SRU, 1996). Ebenfalls denkbar wäre – nach dem Vorbild von Städtepartnerschaften –

ein Programm zum Aufbau von Regionalpartnerschaften zwischen Regionen mit einem hohen Anteil an biologischer Vielfalt (meist in Entwicklungsländern) und Regionen mit niedrigem Anteil (meist in Industrieländern), aber hohem Interesse an der Erhaltung der biologischen Vielfalt. Im Rahmen der Lokalen Agenda 21 werden Städtepartnerschaften zwischen Industrie- und Entwicklungsländern bereits mit großem Erfolg initiiert und sorgen durch direkte Kontakte und die Identifikation mit einer bestimmten Region anstelle der Konfrontation mit einem abstrakten Problem für ein hohes Maß an Engagement.

Adaptives Management

Die Einführung flexibler, anpassungsfähiger Managementstrukturen (adaptive management) kann für die Umsetzung des Ziels „Integration von Schutz und Nutzung" eine große Hilfe sein. Adaptives Management nimmt darauf Rücksicht, daß nur unvollkommenes Wissen über biologische Systeme vorhanden ist (Kap. E 3.3.2.5; Holling, 1978; Walters, 1997). Das Setzen und Erreichen von Zielen wird durch diesen Wissensmangel behindert. Adaptives Management erkennt den Wandel als grundlegende Realität an und versucht nicht, Ziele oder Strategien „ein für alle Mal" festzusetzen (Gunderson et al., 1994). Statt dessen werden

- Eingriffe auf eine experimentelle Weise gestaltet, so daß das Ergebnis nicht nur direkten Nutzen bringt, sondern auch die Ungewißheit über die Funktion des Systems verringert,
- die Ergebnisse genutzt, um das Management zu verbessern,
- ein hinreichendes Monitoring vor, während und nach den Eingriffen durchgeführt.

Das bioregionale Management sieht vor, daß sich interdisziplinäre Forschungsanstrengungen auf angewandte Aspekte und auf die Beziehung zwischen Mensch und Umwelt konzentrieren: die Entwicklung innovativer, nachhaltiger und sozioökonomisch tragfähiger Technologien und Methoden zur Nutzung lokaler Ressourcen, aber auch zum Schutz von Arten und Ökosystemen innerhalb der Region.

E 3.9.3 Fallbeispiele

In weiten Teilen der USA, Kanadas und Australiens, zunehmend auch in Neuseeland und Europa werden Bioregionen bereits als Planungsgrundlage für Verwaltung und Ressourcenmanagement definiert. Erfahrungen hiermit wurden bisher unter verschiedenen Voraussetzungen und Rahmenbedingungen bezüglich der ökosystemaren Ausstattung, administrativen Voraussetzungen, wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und Einbeziehung wichtiger Interessengruppen gemacht. Anhand von drei Fallbeispielen soll gezeigt werden, wie die genannten Überlegungen umgesetzt werden und welche besonderen Herausforderungen sich daraus für die Gestaltung dieser Vorhaben ergeben (La Amistad, Costa Rica: Kasten E 3.9-2; Great Barrier Reef Marine Park, Australien: Kasten E 3.9-3; Rhön, Deutschland: Kasten E 3.9-4). Diese Fallbeispiele wurden bewußt als Gegenüberstellung zu den in Kap. E 2 beschriebenen Situationen (Amazonien, dem indonesischen Flachmeer und der mitteleuropäischen Kulturlandschaft) gewählt. Ferner sei auf andere regionale Projekte in diesem Gutachten verwiesen, die ebenfalls als Anwendungsfall zu sehen sind (Campfire, Kap. E 3.3.3; Obergurgl, Kasten E 3.7-3).

Kasten E 3.9-2

Fallbeispiel: La Amistad in Costa Rica

Das Biosphärenreservat „La Amistad" umfaßt im Südosten Costa Ricas eine Fläche von über 600.000 ha (ca. 12% der gesamten Landesfläche) mit einer Vielzahl einzigartiger Ökosysteme von der Atlantikküste bis zu hochgelegenen Bergwäldern. Im gesamten Gebiet sind etwa 30–40% der Flora endemisch. Innerhalb Costa Ricas ist diese Region eine der letzten, in der noch indigene Bevölkerung lebt. 1982 gründete Costa Rica gemeinsam mit Panama einen grenzübergreifenden Nationalpark, im selben Jahr wurde das Gebiet als Biosphärenreservat anerkannt und erweitert. 1983 erfolgte die Deklaration als „World Heritage Site" (Gobierno de Costa Rica, 1990). Insgesamt umfaßt das Reservat mehrere Gebiete mit unterschiedlichem Schutzstatus (Nationalparke, biologische Reservate, Waldreservate, Wildschutzgebiete und Wasserschutzgebiete sowie „Schutzgebiete" für die indigene Bevölkerung.) Eine Kommission, die durch einen 5jährigen Debt-for-Nature-Swap (Kap. I 3.5.3.2) finanziert wurde und in der bereits alle in der Region vorhandenen Institutionen vertreten waren, wurde mit der Koordination und dem Management der Region beauftragt. Nach anfänglichen (auch finanziellen) Schwierigkeiten entwickelte diese Kommission zusammen mit internationalen Organisationen eine gemeinsame Strategie zur institutionellen Entwicklung. Besonders wichtig sind darin Konfliktlösungsstrategien, die Anerkennung indigener Territorialansprüche, die Erarbeitung von Managementplänen für die Schutzgebiete und die Festlegung von Prioritäten für künftige Entwicklungsoptionen. Die Kommission gibt auch Empfehlungen zu Erschließungsprojekten wie z. B. dem Ausbau von Straßen, Bergbauaktivitäten und Energiegewinnung ab. Als schwierig stellte sich die Einbeziehung indigener Gruppen dar, da hierzu erst die nötigen Fähigkeiten entwickelt und organisatorische Strukturen aufgebaut werden mußten. Eine indigene NRO (KANEBLO) hat diese Aufgaben mit Unterstützung verschiedener nationaler und internationaler Hilfsorganisationen übernommen. Eine kritische Phase des Projektes war erreicht, als nach 5 Jahren die Finanzmittel des Debt-for-Nature-Swap ausliefen und nur mit äußersten Anstrengungen eine Übergangsfinanzierung (u. a. mit Mitteln der GEF, der Niederlande, Schwedens und UNEP) geschaffen werden konnte. Mittlerweile wird das Projekt aus einem nationalen Umweltfonds langfristig finanziert.

Kasten E 3.9-3

Great Barrier Reef Marine Park, Australien

Das Große Barriereriff erstreckt sich entlang einer Küstenlinie von 2.300 km und ist das größte zusammenhängende Korallenriff der Erde. Es besteht aus einzelnen Riffen, Inseln und Sandbänken und bietet Lebensraum für etwa 400 Korallen- und 1.500 Fischarten. Die Hauptnutzung in dieser 1981 als Welterbe anerkannten Region ist der Tourismus mit einer Vielzahl unterschiedlicher Freizeit- und Sportaktivitäten. Etwa 1 Mrd. US-$ werden damit jährlich erwirtschaftet. Rohstoffabbau, Fischerei und Schiffahrt sind weitere, aber weniger wichtige wirtschaftliche Aktivitäten in diesem Gebiet.

Zwei Faktoren bedrohen gegenwärtig dieses einzigartige Ökosystem:

- Störungen durch touristische Aktivitäten wie Tauchen, Sammeln von Muscheln, Bootsfahrten in empfindlichen Bereichen.
- Die stellenweise massive Zunahme von Seesternen, die vermutlich im Zusammenhang mit Verschmutzung und Eutrophierung stehen und die Korallen zerstören.

1975 wurde der Great Barrier Reef Marine Park mit dem Ziel gegründet, die Meeres- und Küstenökosysteme zu schützen und eine angemessene Nutzung der Ressourcen in diesem Gebiet zu fördern. Das Management dieser Region übernimmt die Great Barrier Reef Marine Park Authority. Diese staatliche Behörde mit enger Anbindung an das Umweltministerium hat über einen Vertrag mit dem Bundesstaat Queensland zahlreiche Kontakte zu lokalen Behörden, Regierungen und anderen Interessengruppierungen aufgebaut. Hauptaufgabe der Behörde ist die Zusammenführung und Verbreitung von Informationen sowie die Durchführung von Studien und Projekten zum Ökosystemmanagement. Zur Beteiligung wichtiger Gruppen wurde ein Komitee für den regelmäßigen Austausch von Informationen zwischen Parkverwaltung und anderen Institutionen, Experten und Bürgern gegründet.

Die größten Konflikte in dieser Region bereiteten in den 60er Jahren die Ölförderung und der Kalkabbau in Korallenriffen. Australien hat sich hier eindeutig für den Schutz entschieden: Es ist bereit, zugunsten der Erhaltung des einzigartigen Riffs auf diese Nutzungsformen zu verzichten.

Zwei wichtige Instrumente zur Vermeidung von Konflikten werden von der Marine Park Authority angewandt: Zum einen wird mit einer siebenstufigen Zonierung genau festgelegt, welche Aktivitäten in welchen Gebieten erlaubt, nicht erlaubt oder nur mit besonderer Genehmigung erlaubt sind. Zum anderen steht die Verwaltung in regelmäßigem Dialog mit Firmen, die das Riff nutzen (wollen) – sei es für Rohstoffabbau, Fischerei oder Tourismus. Diese Nutzer verpflichten sich dann freiwillig zur Einhaltung bestimmter Regeln. Zum Beispiel dürfen Sportfischer nicht in Fischbrutgebieten fischen und überwachen sich gegenseitig bei der Einhaltung dieses Verbots; harte Sanktionen erwarten denjenigen, der sich nicht daran hält. Schiffe, die Erdöl geladen haben und durch Teile des Riffs fahren, werden mittlerweile durch besonders ausgebildete Lotsen begleitet, die die Schiffe durch die hochsensiblen Bereiche führen.

Das Beispiel zeigt, daß durch die Zusammenarbeit einer nationalen Behörde mit lokalen Behörden und Interessengruppen wirksame Instrumente entwickelt werden können, die den unterschiedlichen Schutz- und Nutzungsanforderungen gerecht werden. Bestehende institutionelle Kapazitäten wurden genutzt und durch die nationale Behörde ergänzt. Die generelle Wertschätzung des Ökosystems durch alle Beteiligten sowie das Wissen, daß die staatliche Nationalparkbehörde jederzeit schärfere Nutzungsbeschränkungen einführen kann, sorgen für eine hohe Akzeptanz und Wirksamkeit freiwilliger Selbstverpflichtungen.

E 3.9.4
Bewertung und Anwendung

Im Leitplankenkonzept des Beirats werden die Bereiche definiert und abgegrenzt, bei denen von einer Verletzung des Nachhaltigkeitsgebots ausgegangen werden kann (z. B. WBGU, 1998a). In Analogie zu den globalen Leitplanken (Kap. I 1) können auch auf der regionalen Ebene Leitplanken identifiziert werden. Dieses Konzept läßt sich mit dem oben beschriebenen Ansatz für ein bioregionales Management sehr gut vereinbaren: Es werden Gebiete ausgewiesen, deren Unterschutzstellung bzw. Nutzungsbeschränkungen „Grenzen der Nachhaltigkeit" definieren, die nicht überschritten werden dürfen.

Dabei könnte der Begriff des „bioregionalen Management" suggerieren, daß dem Biosphärenschutz von vornherein Vorrang vor ökonomischer Biosphärennutzung gewährt werden soll. Dies ist nicht der Fall: In einem erfolgreichen Konzept müssen immer alle drei Aspekte der Nachhaltigkeit integriert betrachtet werden. Das bioregionale Management soll also einen Ausgleich zwischen dem Interesse an intensiver Landnutzung und dem Schutzinteresse schaffen, ohne daß über die gesamte Region gesehen einem der beiden Interessen *a priori* Vorrang gewährt wird. Es soll nicht jedem Nutzer eine flächendeckende Nutzungsplanung bis hinunter zur einzelnen Ackerfläche vorgeschrieben werden. Es wird lediglich ein Netzwerk von Ökosystemen identifiziert, die jeweils für den Biosphärenschutz von erheblicher Bedeutung sind.

Das Zonierungskonzept liefert hierfür eine differenzierte Grundlage (Kap. E 3.9.2). Es wird in jeder Region Gebiete vom Typ „N" geben (Kap. E 3.3.2), auf denen wichtige Ökosystemleistungen erbracht werden, die bei rein marktlicher Bewertung zu gering eingeschätzt und bei ökonomischer Nutzung (Konversion und nachfolgender intensiver Landnutzung) verlorengehen würden (z. B. Kernzonen von Schutzgebieten als Lebensraum für bedrohte Arten, Hangwälder ohne wirtschaftliche Nutzung wegen ihrer Bedeutung für den Erosionsschutz, Wasserschutzgebiete). Diese Schutzgebiete sind von regionaler Bedeutung und können auch auf dieser Ebene ausgewiesen werden. Hinzu kommen die Schutzgebiete von überregionaler oder globaler Bedeutung, wie z. B. Naturerbegebiete oder Gebiete mit Bedeutung für das globale Schutzgebietssystem (Kap. E 3.3.2). Diese werden auf nationaler oder globaler Ebene vereinbart, haben aber natürlich für die jeweilige Region bindenden Charakter. Die Regionen können sich bezüglich

ihres Anteils an den drei Landschaftsnutzungstypen stark unterscheiden. Damit stellt dieses Konzept für die regionale Integration von Erhaltung und Nutzung der Biosphäre letztlich eine räumliche Umsetzung des Leitplankenkonzeptes dar: Nach der Ausweisung eines Netzwerks von Schutz- und Puffergebieten verbleibt ein „Freiraum", innerhalb dessen – unter Einhaltung der Leitlinien für intensive nachhaltige Nutzung (Kap. E 3.3.4) – die wirtschaftlichen Suchprozesse selbstorganisiert ablaufen können und eine marktlich orientierte Nutzung möglich und z. B. in Hinblick auf das Ziel der Sicherstellung einer ausreichenden Versorgung mit Nahrungsmitteln gewünscht ist.

Eine entscheidende Frage für die Anwendung des bioregionalen Ansatzes ist das institutionelle Verhältnis zu bereits bestehender Planung. In den verschiedenen Ländern muß von sehr unterschiedlichen administrativen Rollenverteilungen, ökosystemaren Ausstattungen und sozialen Rahmenbedingungen ausgegangen werden. Deshalb sei hier jeweils exemplarisch an den in Kap. E 3.9.1 bereits dargestellten Beispielen vorgestellt, wie die Ideen und Ansätze des bioregionalen Managements in die bestehenden Strukturen integriert werden können.

In vielen *Industrieländern* besteht bereits ein ausgefeiltes Planungssystem. In Deutschland z. B. reicht dies von der Rahmengesetzgebung des Bundes mit dem entsprechenden Bundesraumordnungsgesetz über die verschiedenen Systeme der Landesplanung bis zur kommunalen Planung. Daneben ein flächendeckendes System der auf die Biosphäre bezogenen Planung mit entsprechenden Institutionen, Sanktionen, Anbindung an die demokratischen Vertretungsorgane usw. aufzubauen, wäre ineffizient. Das gilt insbesondere deshalb, weil in den vergangenen Jahrzehnten der Umwelt- und Naturschutz und partizipative Elemente zunehmend Eingang in diese Planungen gefunden haben.

Verbesserungswürdig sind aber – auch in Ländern mit prinzipiell gut funktionierenden Planungssystemen – die Handlungsmöglichkeiten zur Integration von Schutz- und Nutzungszielen (Gruehn und Henneweg, 1998). Besonders bei Räumen, die mit den Verwaltungsgrenzen und den auf sie bezogenen Planungssystemen nicht übereinstimmen, besteht die Gefahr, daß die Eigenheiten einer ökologisch definierten Region wie dem Wattenmeer oder der Rhön-Region nicht ausreichend berücksichtigt werden. Daher hat es sich als zweckmäßig erwiesen, hierfür gesonderte, anders geschnittene Regionen zu definieren und mit eigenen, wenngleich begrenzten Handlungsmöglichkeiten auszustatten (Kasten E 3.9-4).

Die bestehende Regionalplanung in Industrieländern hat allerdings zumeist einen ordnungsrechtlichen Charakter. Diesem Problem wird in Deutschland in den letzten Jahren verstärkt mit Ansätzen eines „Regionalmanagements" begegnet, welches die Aufgabe hat, sich um die Umsetzung von für die räumliche Entwicklung einer Region wesentlichen Zielsetzungen und Konzepten bis hin zu konkreten Maßnahmen und Projekten in denjenigen Bereichen zu kümmern, in denen Handlungsbedarf besteht (Strunz, 1998). Eine wichtige Aufgabe kommt dabei dem Regionalmanager zu, der neben fachlicher Kompetenz einen guten Zugang zu den Akteuren der Region haben muß, um trotz begrenzter Machtbefugnisse durch Konsens- und Akzeptanzbildung übergeordnete raumrelevante Ziele erreichen zu können. Dabei muß auf die demokratische Legitimation und Kontrolle der jeweils mit Planungskompetenz ausgestatteten Institutionen geachtet werden. Regionalmanagement bezieht sich nicht nur auf wirtschaftliche und gesellschaftliche Aspekte, sondern auch auf die ökologische Umsteuerung, die im Gegensatz zum nachsorgenden Umweltschutz auf integrierten Umweltschutz setzt (Fürst, 1995). Dabei ist auf „Waffengleichheit" zu achten: Eingriffe für wirtschaftliche Zwecke und Verhinderung von Eingriffen bzw. Ausweisung von Schutzgebieten für Naturschutzzwecke sollten dieselbe Beweislast tragen. Diese Aufgaben ließen sich durch den Ansatz des bioregionalen Managements erweitern und sollten durch Bündelung und Regionalisierung der verschiedenen sektoralen Fördertöpfe gestützt werden.

In vielen *Entwicklungsländern* ist ein Planungssystem mit dezentral wirksamen Einheiten noch nicht vorhanden. Dort könnte man von vornherein solche auf die Biosphäre ausgerichteten Planungseinheiten wählen. Dann könnte der Vorschlag des bioregionalen Managements, der in Kap. E 3.9.2 vorgestellt wird, direkt verwirklicht werden. Hier müssen zunächst die notwendigen Kapazitäten in den Regionen und auf nationaler Ebene aufgebaut werden, um die vielfältigen Aufgaben der Integration von Schutz und Nutzung wahrnehmen zu können. In den meisten Fällen ist hier der Aufbau von Institutionen und Planungsinstanzen erforderlich. Die konkrete Umsetzung muß sich an den jeweiligen Voraussetzungen und Gegebenheiten in der Region orientieren – eine Patentlösung kann es nicht geben. Die wichtigsten Schritte für den Beginn des regionalen Planungsprozesses sind in Abb. E 3.9-1 dargestellt.

Natürlich existieren zwischen beiden Typen Übergänge; die beschriebenen Beispiele stellen extreme Formen der planerischen Ausgestaltung dar. Für beide Typen gilt, daß bioregionales Management vorwiegend in ländlichen Räumen zum Tragen kommt, da es sich auf das Management biologischer Ressourcen bezieht. Wichtig ist auch, daß die bioregional gefällten Entscheidungen nicht losgelöst von über- und nachgeordneten Ebenen stattfinden, sondern in diese eingebettet sind. Besonders deutlich wird dies, wenn Bioregionen Grenzen überschreiten und somit die Zusammenarbeit verschiedener Staaten nötig wird. Die Bemühungen über eine Sanierung des Bodensees sind ein Beispiel für eine solche erfolgreiche grenzüberschreitende Zusammenarbeit.

Die nationalen und internationalen Rahmenbedingungen sind für den Erfolg des bioregionalen Ansatzes von hoher Bedeutung. Viele der Entscheidungen, die

Kasten E 3.9-4

Das Biosphärenreservat Rhön

Das Biosphärenreservat Rhön wurde 1991 von der UNESCO anerkannt und erstreckt sich über die drei Bundesländer Bayern, Hessen und Thüringen. Es repräsentiert den Typus der mitteleuropäischen Kulturlandschaften und zeichnet sich durch vielfältige Lebensräume wie Wälder, Hecken, Streuobstwiesen, Borstgrasrasen, Hochmoore und Trockenrasen aus. Besondere Zielart der Schutzbestrebungen ist das Birkhuhn, das in der offenen Landschaft der Moore und Borstgrasrasen sein Habitat hat. Die Borstgras- und Trockenrasen entstanden historisch durch Schafbeweidung und ständigen Nährstoffentzug; heute sind sie wichtige Refugien für seltene Tier- und Pflanzenarten. Ihr Fortbestehen ist jedoch an extensive Nutzungsformen wie Schafbeweidung oder späte Mahd gebunden.

Kleinbäuerliche Strukturen führten in Hessen und Bayern zu einer starken Untergliederung der vorwiegend dörflich geprägten Landschaft, während in dem thüringischen Teil eine Überprägung der Landschaft durch großflächige landwirtschaftliche Betriebe stattfand. Die frühere Randlage an der innerdeutschen Grenze, die geringe Wirtschaftskraft und die dünne Besiedelung machten die Rhön zu einem strukturschwachen Raum, der z. B. im Rahmen von EU-Mitteln unterstützt wird. Landwirtschaft, verarbeitendes Gewerbe und Fremdenverkehr prägen die Wirtschaftsstruktur. Die Landwirtschaft wird großenteils im Nebenerwerb betrieben. Viele Landwirte geben jedoch ihre Höfe auf, so daß die Pflege und Erhaltung der an extensive Nutzung gebundenen Ökosysteme gefährdet ist.

Grundlage für die Entwicklung des Biosphärenreservats ist ein Rahmenkonzept, das von einem Planungsbüro erarbeitet wurde und Vorschläge für eine Zonierung der Landschaft und damit verbundene Konzepte für die Erhaltung und Pflege der unterschiedlichen Lebensraumtypen enthält (Grebe und Bauernschmitt, 1995). Träger der Umsetzung des Rahmenkonzepts sind z. B. die Naturparke der Bundesländer, der Rhönklub, die Landschaftspflegeverbände und die Kommunen. So wird über verschiedene Marketingstrategien versucht, die Pflege der Kulturlandschaft wirtschaftlich attraktiv zu machen. Dazu gehört das „Rhönschaf“, eine regional angepaßte Schafrasse, dessen Fleisch z. B. zusammen mit den Gaststätten als regionale Spezialität vermarktet wird, oder die Erhaltung der Streuobstwiesen durch einen Zusammenschluß von Landwirten, Kelterern, Gastwirten, Mineralbrunnenfirmen und Naturschützern zur „Rhöner Apfel-Initiative“. Der Anteil regionaler Produkte in der Gastronomie beträgt in der Rhön 10% und ist damit mehr als doppelt so hoch wie im Bundesdurchschnitt mit 4-5%. Der Anteil regionaler Getränke in der Gastronomie stieg innerhalb von 5 Jahren von 30% auf über 50% (Popp, 1997). Landwirtschaftliche Betriebe, u. a. ehemalige LPGs, werden bei der Umstellung auf ökologischen Landbau unterstützt und neue Fremdenverkehrsangebote wie „Ferien auf dem Bauernhof“ erschlossen. Fortbildungen wie das Angebot „Qualifizierung von Frauen im Landtourismus“ bieten zusätzliche Perspektiven für Nebenerwerbsbetriebe in der Landwirtschaft. Alternative Energiequellen werden befördert, z. B. auf der Basis von nachwachsenden Rohstoffen aus der Region.

Innerhalb des Biosphärenreservats kommt es teilweise zu erheblichen Nutzungskonflikten: Nach der Wiedervereinigung wurde die Region als Durchgangsbereich für überregionale Verkehrswege attraktiv; Jagd, Sport und Tourismus sowie der Wunsch nach wirtschaftlicher Entwicklung und Ansiedlung von Gewerbe stehen in Konflikt mit dem Ziel des Erhalts der vielfältigen Kulturlandschaft. Teilweise bestehen Akzeptanzprobleme in der Bevölkerung, die befürchtet, daß durch das Biosphärenreservat angestammte Rechte oder künftige Entwicklungsmöglichkeiten beschnitten werden (Cramer von Laue, 1997). Im Rahmen einer Studie wird in der Rhön derzeit geprüft, wie Naturschutz und Sport in den ökologisch sensiblen Bereichen der Hänge und Kuppen in Einklang gebracht werden können. Unter Einbeziehung der wichtigen Interessengruppen soll nach Standorten für den Modell-, Drachen- und Gleitschirmflug gesucht werden, die sowohl für den Flugsport und andere Erholungssuchende als auch für die Naturschützer akzeptabel sind. Interessant ist dabei die Tatsache, daß das Projekt auf Initiative des Deutschen Aeroclub e.V. ins Leben gerufen wurde, der aktiv den Dialog mit dem Naturschutz gesucht hat.

sich auf regionaler Ebene auswirken, werden nicht dort, sondern zentral getroffen, oder werden in Politikfeldern gefällt, die vordergründig keinen Bezug zur Biosphäre aufweisen. So kann der konstante Eintrag von Stickstoff aus diffusen Quellen wie z. B. Industrie und Verkehr die regionalen Schutz- und Managementbemühungen um die Erhaltung seltener oder artenreicher Ökosysteme zunichte machen (Flaig und Mohr, 1996). In diesen Fällen müssen aus den betroffenen Regionen klare Signale und Informationen über solche regionale Wirkungen und den Handlungsbedarf an die übergeordneten (nationalen bzw. internationalen) Ebenen fließen.

Eine stärkere Dezentralisierung und Verlagerung der Entscheidungen auf die regionale Ebene als Voraussetzung für Schutzanstrengungen wurde bereits im Kap. E 3.3.3 erörtert (vgl. Miller et al., 1997) und wird an dieser Stelle insbesondere in Entwicklungsländern mit zentralstaatlicher Struktur empfohlen. Der Beirat tritt für eine Stärkung der regionalen Ebene als Entscheidungsinstanz ein. Es sollten dabei die Chancen genutzt werden, die der Motivationsansatz für die Anwendung auf der regionalen Ebene zu bieten hat. Im Sinn des Systemwettbewerbs sollte die Vielfalt von Ansätzen und regionalen Experimenten gefördert werden: dies eröffnet auch auf der bioregionalen Ebene neue Chancen für die Integration von Erhaltung und nachhaltiger Nutzung (Kap. I 3.3).

Kooperative Beteiligung, die Einbeziehung wichtiger Gruppen und die Vernetzung der Institutionen lassen sich allerdings nicht von heute auf morgen umsetzen. Häufig muß das Vertrauen wichtiger Gruppen, deren Beteiligung im Rahmen eines umfassenden Konzepts wünschenswert ist, erst mühsam erworben und individuell zugeschnittene Beteiligungsangebote entwickelt werden. Daher ist ein ausreichender Zeithorizont für die Finanzierung und Beurteilung des Erfolgs solcher Vorhaben einzuräumen: Das Beispiel La Amistad (Kasten E 3.9-2) zeigt, daß beispielsweise der im Rahmen eines Debt-for-Nature-Swaps angestrebte Zeitrahmen von 5 Jahren viel zu kurz griff, um den komplexen Planungsprozeß ausreichend anzustoßen (Kap. I 3.5.3.2). Daher begrüßt der Beirat, daß das BMZ in seinem Sektorkonzept zur Erhaltung biologischer Vielfalt durch Natur-

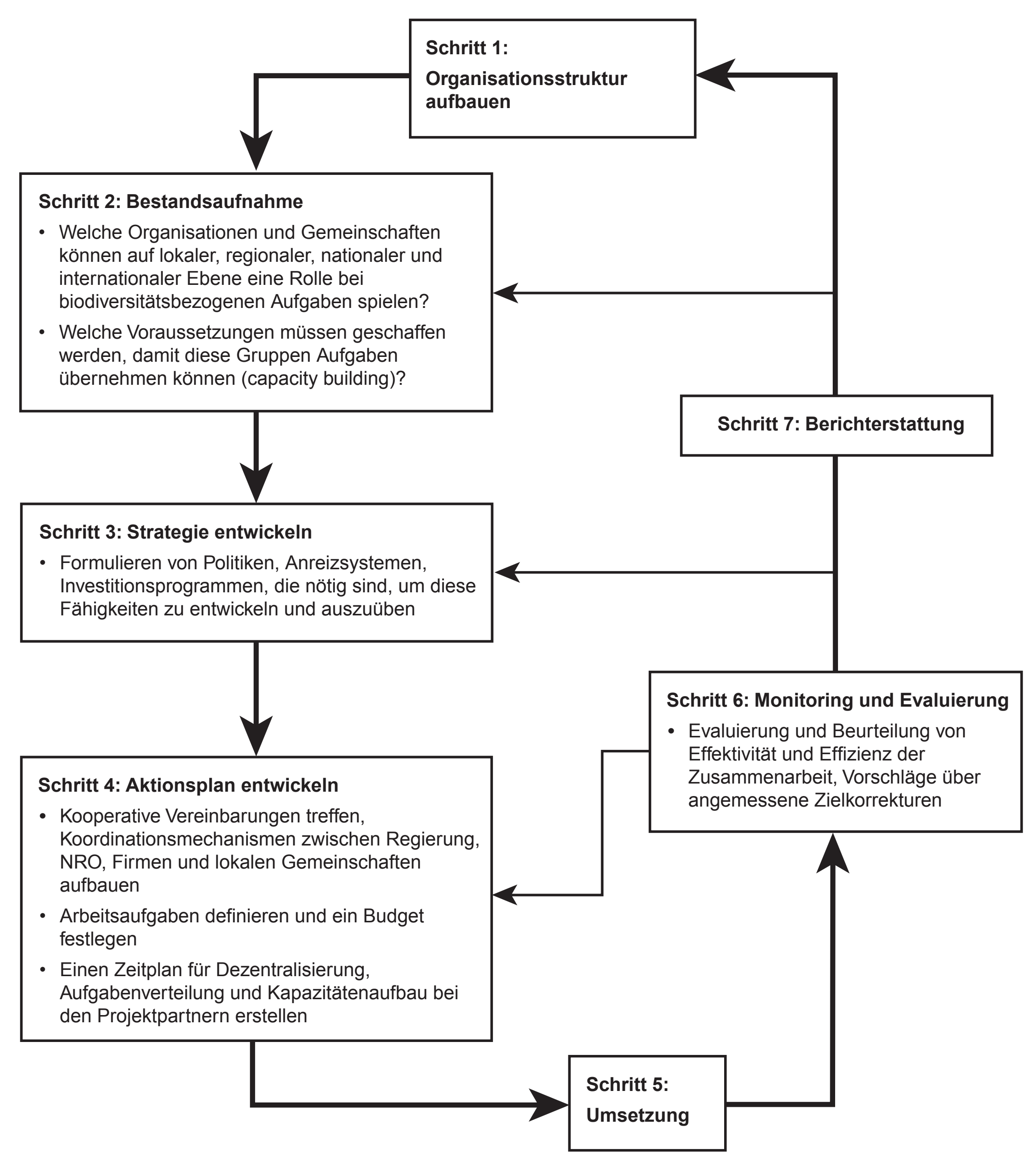


Abbildung E 3.9-1
Das Management biologischer Ressourcen im regionalen Planungsprozeß.
Quelle: Miller et al., 1997

schutz ausdrücklich darauf hinweist, daß für derartige Projekte über das übliche Maß hinausgehende Projektlaufzeiten von 15 Jahren anzustreben sind (BMZ, 1997).

Es gibt bereits erfolgreiche Projekte, wie z. B. Campfire in Simbabwe (Kap. E 3.3.3), die eine meßbare Vermehrung vormals gefährdeter Wildtiere durch ein umfassendes und die Interessen der lokalen Bevölkerung berücksichtigendes Managementkonzept erreichen konnten. Die erfolgreichen Projekte zeichnen sich dadurch aus, daß

- eine Vielzahl von Gruppierungen in den Planungsprozeß integriert und so zu eigenständigem und verantwortlichem Handeln angeregt werden,
- über frühzeitige Konfliktlösungsstrategien Widerstände gegen Nachhaltigkeitsbestrebungen gezielt entschärft werden können,
- Naturschutzinteressen mit Eigeninteressen verschiedener Akteure verknüpft und damit langfristig auf eine – auch ökonomisch – solide Basis gestellt werden können (SRU, 1996).

Der Beirat befürwortet diesen integrierenden Ansatz, da er einen pragmatischen Instrumentenmix bereitstellt, der die Umsetzung des Leitplankenkonzepts auf regionaler Ebene ermöglichen kann. Das Ziel, Schutz und Nutzung sinnvoll zu vereinbaren und Lösungswege für die vielfäl-

tigen und sich teilweise widersprechenden Ansprüche an Ökosysteme zu finden, läßt sich mit bioregionalem Management unter den geeigneten Rahmenbedingungen sicher besser erreichen als durch ein „von oben“ verordnetes Management biologischer Ressourcen.

E 3.9.5 Handlungsempfehlungen

- Es sollte geprüft werden, inwieweit der bioregionale Ansatz bereits ausreichend im deutschen Planungssystem verankert ist und ob er mit einem die Regionalplanung erweiternden und umsetzungsorientierten Regionalmanagement gekoppelt werden kann. Dabei muß in jedem Fall auf die demokratische Legitimation und Kontrolle der jeweils mit Planungskompetenz ausgestatteten Institutionen geachtet werden. Der Beirat empfiehlt nicht, neben dem bestehenden Planungssystem ein zweites Planungssystem in Form des bioregionalen Managements aufzubauen. Vielmehr sind die Grundgedanken dieses Ansatzes, die Integration von Schutz- und Nutzungszielen auch an den naturräumlichen Gegebenheiten und nicht nur an politisch-administrativen Grenzen zu orientieren, in das bestehende Planungssystem aufzunehmen. Dazu gehören auch Überlegungen zu einer Bündelung und Regionalisierung sektoral orientierter Fördermittel im Hinblick auf den Schutz der Biosphäre.
- Im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit sollte geprüft werden, wie sich verschiedene Ausprägungen des bioregionalen Managements in das Konzept der ländlichen Regionalentwicklung – und damit in ein wichtiges Instrument der technischen Entwicklungszusammenarbeit – integrieren lassen. Dabei ist besonders auf langfristig angelegte Projekte zu achten (mindestens 15 Jahre). Bei der Mittelvergabe sollte die Möglichkeit von Zielkorrekturen im Sinn eines adaptiven Managements zugelassen werden.
- Im Naturschutz sollte großräumigen, integrierenden Regionalkonzepten der Vorrang vor der Ausweisung isolierter Schutzgebiete gegeben werden (Kap. E 3.3.2). Im Umfeld bestehender Schutzgebiete sollte der Aufbau von Pufferzonen mit entsprechenden Bewirtschaftungskonzepten gefördert werden, wie dies bei den Biosphärenreservaten bereits geschieht.
- Nach dem Vorbild internationaler Städtepartnerschaften wäre zu prüfen, ob nicht auch ein Programm zur Förderung internationaler Regionalpartnerschaften zwischen Ländern hoher und niedriger biologischer Vielfalt initiiert werden sollte, z. B. zunächst über einige Pilotprojekte.
- Für die Förderung von bioregionalen Ansätzen sollten verschiedene Finanzausgleichs- und Anreizmechanismen auf nationaler und internationaler Ebene im Rahmen von Pilotprojekten erprobt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit evaluiert werden (Kap. I 3.5). Dazu gehören auch Modelle für den finanziellen Ausgleich zwischen Regionen mit hohem Anteil an naturschutzrelevanten Flächen (Typ „N“; Kap. E 3.3.1) und Regionen mit hohem Anteil an intensiver Landnutzung (Typ „W“), international wie national. Bei der Mittelvergabe für regionale Förderprogrammen sollte immer auch darauf geachtet werden, den nachhaltigen Umgang mit der Biosphäre als Voraussetzung der Förderwürdigkeit festzulegen.

Die Biosphäre im System Erde F

Von Biosphäre I zu Biosphäre II F 1

F 1.1 Das Leben im System Erde–Biosphäre

Wenn man vom Weltraum aus einen fernen Blick auf die Planeten in unserem Sternsystem werfen könnte, würde ein wissenschaftlicher Sherlock Holmes sofort diagnostizieren können, welcher Planet Leben trägt und welcher nicht. James Lovelock entwickelte diese Vorstellung bereits als junger Wissenschaftler, als er im Rahmen des NASA-Programms der frühen Mondflüge mit der Analyse oder Möglichkeit der Entdeckung von außerirdischem Leben konfrontiert wurde (Lovelock, 1998). Zur Beantwortung der Schlüsselfrage, was unseren Planeten so besonders macht, fand er in den bereits bekannten Fakten und Daten zu unserer Atmosphäre die Antwort. Die Zusammensetzung der Atmosphären der anderen Planeten scheinen sich sehr zu ähneln und befinden sich in einem bestimmten chemischem Gleichgewicht: Hohe Anteile von Kohlendioxid, geringe Mengen von Stickstoff und kein Methan oder Sauerstoff sind deutliche Indikatoren für unbelebte Welten. Auf der Erde jedoch sind die Verhältnisse umgekehrt. Relativ hohe Methan-, Stickstoff- und Sauerstoffkonzentrationen würden einem sich der Erde nähernden Besucher schon von weitem signalisieren, daß er hier auf eine belebte Welt fern vom chemischen Gleichgewicht treffen wird. Flora, Fauna und Mikroorganismen haben in der Atmosphäre nicht nur ihre Fingerabdrücke hinterlassen, sondern scheinen ihre Zusammensetzung auch maßgeblich zu bestimmen. Die Biosphäre ist Teil des planetaren Systems, wobei die Betonung auf dem Begriff System liegt. Eingebunden in ein kompliziertes Labyrinth aus Rückkopplungsschleifen und Ausgleichsprozessen prägt die Biosphäre nach heutigem Kenntnisstand nicht nur die Zusammensetzung der Atmosphäre, sondern auch die des Bodens und des Meeres (Nisbet, 1994). Darüber hinaus beeinflußt die globale Biosphäre nicht nur die Regelung biogeochemischer Stoffkreisläufe, sondern sie scheint diese Regelung sogar in eine für sie wichtige Richtung zu steuern. Diese „Gaia-Hypothese“ besagt streng genommen, daß das Leben auf einem Planeten in der Lage ist, die eigenen Subsistenzbedingungen zu kontrollieren und sie zu ihrem „Vorteil“ verändern zu können (Lovelock und Watson, 1982). Diese, nach Meinung des Beirates durchaus umstrittene, Hypothese steht für eine neue Sichtweise des Lebens auf der Erde. Ein wichtiger Aspekt ist die Kooperation der Lebewesen bei der Gestaltung des Umweltbedingungen, die nicht im Gegensatz zur natürlichen Selektion des Darwinismus steht. Eine Vielzahl von Arbeiten zu spezifischen Elementen des Erdsystems scheinen diese Hypothese zu bestätigen (Schneider und Boston, 1993). Die Rolle der Biosphäre bei der Bildung und Verwitterung von Karbonatgesteinen als wichtigste CO_2-Senke, die Bedeutung der Albedo borealer Wälder oder der Einfluß der Algen bei der Wolkenbildung zur globalen Temperaturregelung sind nur einige Beispiele, die überraschende Zusammenhänge offenbaren.

Boreale Wälder haben durch ihre dunkle Farbe nicht nur auf die nördlichen Regionen einen stark temperaturausgleichenden Einfluß, sondern auch auf das gesamte Weltklima. Ihre Verteilung richtet sich somit nicht einfach nach einem vorgegebenen Klima als äußere Randbedingung, sondern sie selbst lassen durch ihre geringe Rückstrahlkraft sowohl die Winter- als auch die Sommertemperaturen in wesentlichen Teilen der Nordhalbkugel ansteigen. Interessanterweise wäre eine Wiederbewaldung nach einem Abholzen der Wälder an gleicher Stelle eventuell nicht mehr möglich, da es dafür dann möglicherweise zu kalt wäre und auch der Wasserhaushalt sich stark verändert hätte.

Noch rätselhafter gestaltet sich die Rolle der Biosphäre bei der durch Wolkenbildung beeinflußten globalen Temperaturregelung. Bestimmte Wolken erhöhen die Albedo und verringern somit die Intensität der Sonnenstrahlung. Seit langem war bekannt, daß Meeresalgen eine bestimmte Substanz, Dimethylsulfid (DMS), freisetzen, die als Kondensationskeime die Wolkenbildung im hohen Maß steigern. Dadurch können diese Organismen die Temperatur, gerade in Regionen mit hoher Einstrahlung und damit hohen Verdunstungsraten, stark herabsetzen (Nisbet, 1994). Weitgehend unklar war jedoch, welche Vorteile im Evolutionsprozeß daraus enstehen. Erst vor kurzem konnten Hamilton und Lenton (1998) aufzeigen, daß durch die Wolkenbildung ein Auftrieb entsteht, der den Algen die Möglichkeit verschafft, in diesem Sog aufzusteigen und sich „auf dem Luftweg“ über weite Strecken auszubreiten. Dieses Phänomen schafft ihnen enorme Wettbewerbsvorteile und ist möglicherweise auch vorteilhaft für die Stabilität des gesamten Erdsystems.

Es scheint so, daß gerade solche „Win-Win“-Kombinationen im Evolutionsprozeß bevorzugt werden. Individuelle Vorteile durch veränderte Umweltbedingungen scheinen langfristig nur dann vorteilhaft zu sein, wenn

andere, zu denen Abhängigkeiten bestehen, ebenfalls profitieren. Das Netz der Interaktionen und Verknüpfungen zwischen der Biosphäre und der Umwelt gewinnt damit an Bedeutung für das Verständnis der Lebensbedingungen auf der Erde: Wie hat sich ein solches System als Koevolution von Leben und planetarer Umwelt gebildet? Antworten auf diese Schlüsselfrage können wahrscheinlich nur durch künstliche, nachgebaute „Welten“, die als abgeschlossene Systeme eine Plattform für diese Art der Systemanalyse bilden, gegeben werden. Solche Systeme sollen BIOSPHÄRE I, also das vom Menschen noch nicht gestörte planetarische Ökosystem, simulieren.

F 1.2
Eine gebaute Umwelt: BIOSPHÄRE II

Die Idee einer vom Menschen geschaffenen künstlichen Welt als geschlossener und autonomer Station, die sich selbst erhält und alle notwendigen Ressourcen für den Menschen bereitstellt, ist nicht neu: Vom Paradies über die Arche Noah bis zu Konzepten nachhaltiger Entwicklung reicht die Ausgestaltung dieser Vision, die das (Über-)Leben der Menschheit in einem harmonischen Verhältnis mit der Schöpfung ermöglichen soll. Auf der Suche nach Überlebensmöglichkeiten auf anderen Planeten hat die Raumfahrt hierzu konkrete Projekte geplant. Eines der bekanntesten Projekte ist die sog. BIOSPHÄRE II, ein in der Wüste von Arizona entstandener Versuch, auf kleinstem Raum eine sich selbst regulierende und von Menschen bewohnbare Biosphäre zu schaffen. Dabei sollte das System kompakt genug sein, um es beherrschen zu können, aber zugleich hinreichend komplex und vielfältig, um als sinnvolles Labor zur Untersuchung von natürlichen Ökosystemen der Erde zu dienen. Zwei wesentliche Ziele sollten dabei erreicht werden: Erstens die Untersuchung von biogeochemischen Kreisläufen in geschlossenen Systemen, die als Regelungsprozesse die Bewohnbarkeit eines Planeten maßgeblich beeinflussen, und zweitens ein tieferes Verständnis für die Frage nach der grundsätzlichen Möglichkeit des Überlebens der Menschheit im dauerhaften Gleichgewicht mit der Biosphäre (Kelly, 1994).

F 1.2.1
Wieviel Natur braucht eine Zivilisation?

Die naheliegendste, aber möglicherweise auch trivialste Strategie, eine künstliche Biosphäre zu schaffen, ist ein verkleinertes Abbild jedes Ökosystems und jeder Klimazone aufzunehmen. Die Fragen „Wieviel Natur ist nötig, um leben zu können?“ oder „Welche Natur ist aus menschlicher Sicht erforderlich?“ würden, wenn man sie hätte beantworten können, womöglich zu einem anderen Konstruktionsprinzip geführt haben. So aber stellte die irdische Biosphäre für das Konzept der BIOSPHÄRE II das allgemeine Modell dar, dem man sich möglichst vollständig nähern wollte. Auf einer Fläche von 1,6 Hektar entstanden, luftdicht abgeschlossen, fünf natürliche und zwei künstliche Lebensräume: tropischer Regenwald, Savanne, Wüste, Sumpf, Meer, ein Gebiet mit intensiver Landwirtschaft und ein Wohn- und Arbeitsbereich für acht Bewohner. Natürlich kann in einem solchen Versuch nicht jedes Detail abgebildet werden. Ein künstliche Geosphäre ist ebenso wenig realisierbar, wie Gletscher oder größere eisbedeckte Regionen. Dennoch bemühte man sich, dem Vorbild möglichst nahe zu kommen. Im Regenwald wurde beispielsweise ein über fünfzig Meter hoher Berg konstruiert, auf dem Nebelmaschinen einen realistischen Dunstschleier produzierten und ein Bach mit Wasserfall die Illusion eines realen tropischen Bergwaldes erzeugte.

F 1.2.2
Konstruktion eines Gleichgewichts und ihre Grenzen

Während auf der Erde (also in BIOSPHÄRE I) Klima und Wasserkreislauf von der Sonne angetrieben werden, waren diese Umweltbedingungen in BIOSPHÄRE II so nicht herzustellen. Ein hoher technischer Aufwand mit Kühl-, Heiz- und Pumpsystemen sollte zumindest die wichtigsten Aspekte der irdischen Umweltbedingungen reproduzieren. Ein Salzwassermeer mit einem Volumen von 250.000 Litern, Drainagen, zusätzliche Wasserspeicher und eine Fülle von Sprinkleranlagen und Nebelmaschinen demonstrieren, welcher Aufwand erforderlich ist, um „Wetter zu machen“. Es darf ja nicht vergessen werden, daß die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse für die unterschiedlichen Ökosysteme präpariert werden sollten. Eine Vielzahl von Überwachungs- und Steuerungsanlagen wurde deshalb für die Aufrechterhaltung aller wichtigen Umweltparameter wie Temperatur, Feuchtigkeit, Luft- und Wasserqualität innerhalb der spezifischen Wertebereiche eingesetzt. Gleichzeitig schafften diese Geräte auch die Möglichkeit einer permanenten Speicherung der Umweltdaten. Ein „Schnüffelsystem“ aus mehr als 1.200 Sensoren entnahm alle 15 Minuten Luft- und Wasserproben. Dadurch sollten alle Entwicklungen rekonstruiert werden können. Man glaubte an alles gedacht zu haben, aber dennoch kam es ganz anders: Die gute Nachricht war, daß die Luftqualität die eines Raumfahrzeuges übertraf. Die schlechte Nachricht war, daß niemand bisher genau weiß warum. Man vermutet einen unbekannten mikrobiellen Mechanismus. Aber das war nicht das einzig Ungewöhnliche. Der Kohlendioxidwert der Luft verhielt sich in der Regel vollkommen erratisch. Die dabei erreichten Höchstkonzentrationen von bis zu 3.800 ppm waren zwar für die Bewohner von BIOSPHÄRE II nicht lebensbedrohlich, in einem U-Boot sind bis zu 8.000 ppm zugelassen, aber man machte sich große Sorgen um ein mühevoll

angelegtes Korallenriff, da in Wasser gelöstes Kohlendioxid als Kohlensäure Kalk auflöst. Die Sauerstoffkonzentration fiel von 21% auf 15% ab, ein Wert, an den die Bewohner von Lhasa (Tibet) angepaßt sind, die aber einem Nordamerikaner Beschwerden bereiten. Müdigkeit und Abgeschlagenheit war die Folge. Die Frage war nur, wo war der Sauerstoff geblieben? (Auch in BIOSPHÄRE I ist der Sauerstoffkreislauf noch nicht vollständig aufgekärt; Kelly, 1994). Insgesamt schien die BIOSPHÄRE II regelrecht zu kollabieren: Da die Insekten als Pollenträger nicht überlebten, gingen wichtige Nutzpflanzen ein. Insgesamt starben 19 der 25 Wirbeltierarten aus. Die offensichtlichen Sieger waren Kakerlaken und sich extrem vermehrende Ameisen. Aus der Wüste wurde eine Steppe, der Ozean zum Toten Meer und die acht menschlichen Bewohner magerten stark ab.

Das Fazit dieses Experiments lautet: Gegenwärtig weiß niemand, wie stabile lebenserhaltende Systeme, die das natürliche irdische Ökosystem auszeichnet, konstruiert werden können. Salzwasseraquarianer kennen das Problem. Selbst in diesen Minibiosphären kann es Monate dauern, bis sich stabile mikrobielle Nahrungsnetze gebildet haben und die Lebensgemeinschaften harmonisieren. Lange Zeit ist alles im Ungleichgewicht, Fische oder Pflanzen sterben, es bilden sich faulige Gase. Das System mäandert, bis es scheinbar plötzlich und ohne Anlaß „einrastet“ und stabil wird. Es gibt aber bisher kein Rezept, um dies schneller zu erreichen oder möglicherweise kontrolliert herbeizuführen. Wie bei den Aquarianern bleibt nur eins: Nichts tun und abwarten. Möglicherweise ist diese banale Einsicht vielleicht sogar übertragbar. In der BIOSPHÄRE II tat man genau das Gegenteil. Wurde es kritisch, dann versuchte man z. B. durch eine Temperatursenkung (um Kohlendioxid im Meerwasser zu speichern) oder durch Veränderung von pH-Werten nachzusteuern. An allen möglichen zugänglichen Umweltgrößen wurde gedreht, um das System zu stabilisieren, und möglicherweise hat man die Stabilität genau dadurch verhindert.

Auf jeden Fall erscheint nach diesem Experiment die Fähigkeit des Lebens in BIOSPHÄRE I, seine Umweltbedingungen zum eigenen Wohl zu kontrollieren, in einem völlig neuen Licht. Der Schlüssel zu einem tieferen Verständnis für die „prästabilisierte Harmonie“ im System Erde und zum Versagen von BIOSPHÄRE II liegt womöglich in der jüngeren Forschung zur Gaia-Hypothese.

F 1.3 Ein geschärfter Blick auf BIOSPHÄRE I

Der wesentliche Unterschied zwischen BIOSPHÄRE I und II liegt sicherlich nicht in der Zusammensetzung beider Systeme. Bedeutsamer scheint die Struktur der Regelsysteme zu sein. Bei BIOSPHÄRE II erfolgte die Einstellung aller Umweltgrößen über einfache Regelsysteme. Das Prinzip des Soll-Ist-Ausgleichs einzelner Variablen berücksichtigt in der Regel aber nur im geringen Maß Kopplungen zwischen den Stellgrößen. Aufgrund der großen Zahl der Regelgrößen bzw. der damit verknüpften Freiheitsgrade ist aber ein solches System nur schwer zu stabilisieren. Insbesondere dann, wenn kein detailliertes Klima- bzw. allgemeineres Umweltmodell zur Verfügung steht, das eine kurzfristige Prognose erlaubt, können Einflußnahmen nach dem Prinzip von „Versuch und Irrtum“ mehr Störung als Ausgleich sein und fatale Folgen haben.

F 1.3.1 Homöostase als grundlegendes Regelungsprinzip

In unserer natürlichen Umwelt scheinen aber homöostatische Prinzipien zu dominieren. Homöostase bedeutet hier, daß ein System sich selbst zu einem Gleichgewichtspunkt steuert und dort in einem begrenzt stabilen Bereich verharrt (Rampino, 1993). Geringe Störungen verändern nicht den Charakter des Systems, weil sie neutralisiert werden können. Diese Beobachtung weist Parallelen zu physiologischen Systemen auf: Die Temperaturregelung im menschlichen Organismus als physiologisches System veranschaulicht das Phänomen der Homöostase: Es existiert kein objektiver Sollwert, sondern die beteiligten Prozesse sind über negative Rückkopplungen so miteinander verknüpft, daß sich quasi automatisch ein stabiles Gleichgewicht einstellt. Ein einfaches Modell von Watson und Lovelock (1983) soll dies veranschaulichen. Man stelle sich einen Planeten vor, der ausschließlich mit weißen und schwarzen Gänseblümchen bedeckt ist. Ihre Wachstumsraten nehmen mit höherer Temperatur ab. Bei gegebener Sonneneinstrahlung bewirken die schwarzen Gänseblümchen aufgrund ihrer Farbe eine höhere Temperatur als die weißen. Läßt man jedoch die Einstrahlung stärker werden, nimmt die Wahrscheinlichkeit, daß sich die schwarzen Pflanzen vermehren, mit steigender Temperatur ab. Die stärker reflektierenden weißen Gänseblümchen werden dadurch konkurrenzfähiger und können sich vermehren. Die Gesamttemperatur des Planeten bleibt dadurch nahezu konstant. Das Verhältnis zwischen schwarzen und weißen Gänseblümchen paßt sich sozusagen selbstorganisiert der stärkeren Einstrahlung an und regelt diese Störung weg. Wäre der Planet aber nur ein unbelebter Erdklumpen, so würde er sich entsprechend der Erwärmung der Sonne aufheizen. Durch den Konkurrenzkampf zwischen schwarzen und weißen Gänseblümchen in Form einer Darwinschen Selektion ergibt sich also für die Individuen die Möglichkeit, ihre Lebensbedingungen gemeinsam zu kontrollieren. Aus der Grundidee von „Daisy World“ lassen sich wesentlich komplexere und realistischere Modelle formen, die diese homöostatischen Fähigkeiten zeigen und teilweise verbessern (von Bloh et al., 1997). Selbststeuerung ist insofern ein außerordentlich robustes Prinzip.

F 1.3.2
Der Metabolismus des Erdsystems

In diesem Licht betrachtet, werden die anfangs erwähnten Besonderheiten der irdischen Atmosphäre erklärbar. Bis auf die reaktionsträgen Edelgase werden alle anderen Bestandteile von einem komplizierten Zusammenspiel biologischer und geologischer Prozesse gesteuert. Die Photosynthese spielt dabei eine wichtige Rolle. Ihr „Abfallprodukt“ Sauerstoff ist mit etwas mehr als 20% der zweitwichtigste Bestandteil der Atmosphäre. Dieser Anteil wird dabei erstaunlich konstant gehalten. Bei unter 15% Sauerstoffkonzentration läßt sich selbst trockenes Holz nicht mehr entzünden. Bei mehr als 25% aber gerät ein Regenwald in Brand (Nisbet, 1994). Interessanterweise ist hier auch Stickstoff beteiligt. Er ist brandhemmend und schützt die Pflanzen. Gleichzeitig zeigt sich sein Atmosphärenanteil von 78% ebenfalls erstaunlich stabil: Stickstoffixierende und Stickstoff freisetzende Prozesse stehen in einem Gleichgewicht. Vor allem Bakterien, aber auch Prozesse wie Blitze, fixieren Stickstoff, andere Bakterien setzen ihn wieder frei. Die Freisetzung ist dabei sehr wichtig: Alle Nahrungsketten an Land wie im Wasser sind auf die Verfügbarkeit von Nitrat angewiesen. Ohne den Metabolismus von Gaia würde die Stickstoffkonzentration der Atmosphäre im Laufe einiger Millionen Jahre deutlich abnehmen.

Dies ist aber nur ein kleiner Ausschnitt aus dem physiologisch-metabolischen Zusammenspiel im Erdsystem. Die Konzentration von Sauerstoff ist eng an die von Kohlendioxid und Phosphor geknüpft. Mehr Kohlendioxid würde über die Photosynthese den Sauerstoffgehalt erhöhen und damit verstärkt Waldbrände möglich machen. Dadurch entstünde eine negative Rückkopplung, die über die Freisetzung von Phosphor aus der Landbiomasse das Algenwachstum im Meer stimulieren und damit letztlich die Ablagerung von abgestorbener Biomasse am Meeresboden beschleunigen würde. Durch diesen Entzug von Phosphor und die Senkung des Kohlenstoffgehalts der Atmosphäre wären die ursprünglichen Verhältnisse wieder hergestellt.

Phosphor selbst ist ein limitierender Faktor für die Biosphäre, der aber, wenn genügend Kohlendioxid bereit steht, möglicherweise von ihr selbst „geerntet“ werden kann. Eine Erhöhung der Kohlendioxidmenge in der Luft führt über den Treibhauseffekt zu mehr Niederschlägen, die insbesondere die Verwitterung von Mineralien sowohl chemisch als auch biologisch (über die größere Aktivität der Bodenlebewesen und Pflanzen) beschleunigen können. Der Verwitterungsprozeß stellt dann wiederum Nährstoffe bereit (z. B. Phosphor, Schwefel), die die Aktivität der Biosphäre weiter steigern, bis die atmosphärische Kohlendioxidmenge restabilisiert worden ist. Nach heutigem Kenntnisstand scheint dieser Regelkreislauf als biologisch moderierter Silikat-Karbonat-Zyklus (Berner et al., 1983) primär auf längeren Zeitskalen zu wirken und nicht nur die „Lebenserwartung“ von Gaia festzulegen, sondern auch die frühe Entwicklung gesteuert zu haben (Franck et al., 1998). Es ist bekannt, daß die Sonne in ihrer Frühphase ca. 30% weniger Energie als heute abgestrahlt hat. Bei gleichen atmosphärischen Bedingungen wäre die Erde damals ein Eisplanet gewesen, der aufgrund der sehr hohen Rückstrahlkraft von Eis nie wieder aufgetaut wäre. Bei geringerer Sonneneinstrahlung stabilisiert der Silikat-Karbonat-Kreislauf aber eine höhere CO_2-Konzentration in der Atmosphäre und sorgt somit über den Treibhauseffekt für flüssige Ozeane und einen funktionierenden Wasserkreislauf (Walker et al., 1981). Gerade letzterer ist für den Metabolismus von Gaia immens wichtig: Fast ein Viertel der vom Erdsystem aufgenommenen Energie treibt den Wasserkreislauf an, der – man beachte die offensichtliche Analogie zum lebenden Organismus – Nährstoffe für die Biosphäre produziert, global verteilt und aufnahmefähig macht und der den Energiehaushalt regelt, indem Wärmeenergie global verteilt und bestimmten Regionen Energie zugeführt wird sowie andere über Wolken gekühlt werden (Volk, 1998). Die Analogie zum lebenden Organismus ist offensichtlich. An jedem Teil dieser irdischen Klimaanlage sind eine Fülle von Organismen beteiligt: Die Sonne ist zwar die treibende Kraft, doch Steuerung und Aufbau unterliegen biologischen Kontrollmechanismen.

Es scheint so, als ob die Evolution nicht nur einzelne Arten mit harmonischen, sich selbst stabilisierenden physiologischen Regelprozessen ausgestattet hat, sondern auch die gesamte Biosphäre. Dies bedeutet jedoch keinesfalls eine Entwarnung für das von der Menschheit „veranstaltete“ Treibhausexperiment. Geringe Fluktuationen und Störungen dürften sehr wohl vom Erdsystem geregelt werden können. Aber wie einfache geophysiologische Modelle zeigen, gibt es eine Grenze der Störung, ab der die Homöostase überlastet wird und scheinbar ohne Vorwarnung zusammenbricht. Wir wissen nicht, wie weit wir davon noch entfernt sind und kennen auch nur einige wenige wichtige Regelelemente. Das Internationale Geosphären-Biosphären Programm (IGBP) hat deshalb die Analyse dieser Aspekte zu einem zentralen Forschungsschwerpunkt gemacht. Die biologischen Aspekte des (globalen) Wasserkreislaufes oder die Analyse der biogeochemischen Stoff- und Energiekreisläufe sind in diesem internationalen Verbundprogramm Aktivitäten, die im Lichte der Gaia-Theorie weitere Schlüsselinformationen zum Verständnis des Erdsystems liefern dürften.

F 1.4
Auf dem Weg zur globalen Steuerung: BIOSPHÄRE III

Im Rückblick ist das weitgehende Scheitern des BIOSPHÄRE-II-Experiments alles andere als überraschend.

F 1.4 **Auf dem Weg zur globalen Steuerung: Biosphäre III**

Denn die im letzten Abschnitt grob skizzierte physiologisch-metabolische Komplexität von Biosphäre I ist ja das Ergebnis einer milliardenjährigen Evolution im Wechselspiel von Opportunität und Funktionalität: Angestachelt von unterschiedlich heftigen externen und internen Störungen hat sich zwischen den Polen Zufall und Zweck ein System selbst organisiert, das im gesamten Universum möglicherweise nur einmal glükken kann.

Trotz der Fehlschläge treibt die NASA im Rahmen des Programms CELSS (Controlled Ecological Life Support Systems) die Entwicklung von künstlichen Agroökosystemen voran, welche unter extraterristischen Bedingungen maximale Nahrungsproduktion sichern soll (Volk, 1996). Und das „Geo-Ingenieurswesen“, das die unbewußten ökologischen Fehltritte der Industriegesellschaft (wie die gedankenlose Freisetzung von FCKWs und CO_2) im großen Maßstab zu „reparieren“ sucht, kann bereits auf erste Erfolge zurückblicken. Beispielsweise löste die Düngung des tropischen Ozeans westlich der Galápagos-Inseln mit nur 500 kg Eisensulfat eine große Algenblüte aus (Coale et al., 1996). Damit wurde demonstriert, daß die marine „Biologische Pumpe“ zum Ausfällen von Kohlenstoff aus der Wassersäule (zumindest kurzfristig) gezielt verstärkt werden kann.

Die Qualität solcher Versuche zur Kontrolle von Lebenswelten, oder gar *der* Lebenswelt, ist immer noch sehr niedrig, aber gibt es wirklich eine Alternative zum Fortschritt auf dem Weg zu Biosphäre III, also einer gesteuerten globalen Umwelt? Die Menschheit baut bereits das planetarische Ökosystem mit rapide wachsender Eingriffstiefe und Tragweite um, bisher allerdings ohne einen wie auch immer gearteten, umfassenden Bauplan! Beispielsweise waren in Biosphäre I ca. 40% der vegetationsfähigen Fläche mit Wald bedeckt (Burschel, 1995; WRI, 1997); dieser Anteil ist in den vom Menschen gestalteten Landschaften der Gegenwart auf durchschnittlich ca. 27% geschrumpft (FAO, 1997b). Und das große, durch Verbrennung fossiler Energieträger „inszenierte“ CO_2-Anreicherungsexperiment mit der Atmosphäre wird die Biosphäre weniger *indirekt* durch den „Nebeneffekt“ Klimawandel als vielmehr *direkt* durch den Überdüngungsschock in Bewegung setzen.

Ein überzeugender Beweis für den CO_2-Düngungseffekt ist die Beobachtung, daß sich das jährliche Atmen des planetarischen Lebens zunehmend vertieft (Kasten F 1.1-1). Die Auswirkungen auf die Zusammensetzung der irdischen Ökosysteme infolge veränderter Konkurrenzbedingungen lassen sich noch nicht genau absehen, dürften jedoch beträchtlich sein. Denn die evolutionsgeschichtlich älteren C_3-Pflanzen (zu denen auch Weizen und Reis gehören) sind an kohlendioxidreiche Atmosphären optimal angepaßt und könnten den „jüngeren“ C_4-Pflanzen (wie Mais, Sorghum und Zuckerrohr, aber auch viele natürliche Gräser) hinsichtlich der Nährstoffverwertung den Rang ablaufen. Diese Tendenz wird allerdings konterkariert durch die Tatsache, daß eine wärmere Umgebungstemperatur metabolisch eher C_4-Planzen begünstigt (Taiz und Zeiger, 1991; Monson und Moore, 1989).

Vieles spricht dafür, diesen weitgehend erratischen Vorgang in einen wohlkontrollierten Prozeß überzuführen im Sinn einer Biosphärengovernance so wie das Management der Erdatmosphäre spätestens mit dem Kyoto-Protokoll zu einem Projekt der Moderne geworden ist. Wie aber soll diese Governance aussehen? Eine Grundtypologie der möglichen Strategien läßt sich schon vorab skizzieren. Drei Hauptrollen sind es, zwischen denen sich die Menschheit wird entscheiden müssen: die Rolle des Bewahrers („Noah“), die Rolle des Pflegers bzw. Vormunds („Kurator“) und die Rolle des Gestalters („Demiurg“). Der moderne Noah würde nicht einfach jede Art der Schöpfung zu erhalten suchen, sondern auch jeden Landschafts- und Ökosystemtyp. Der Biosphärenkurator würde im Bewußtsein seiner Verantwortung behutsam und nach reiflicher Überlegung einzelne Elemente der existierenden Lebenswelt ausselektieren oder transformieren. Der Demiurg des 3. Jahrtausends würde dagegen als Weltbaumeister versuchen, die Biosphäre und ihre Subsistenzbedingungen zu „verbessern“, wobei der Meliorierungsanspruch von Schlüsselackerpflanzen bis hin zu einem globalen Landnutzungskonzept reichen könnte.

Die Anhänger des Demiurgenprinzips sind nicht zuletzt durch die Einsicht motiviert, daß die heutige Biosphäre nur etwa 30% ihres wahren Potentials als photosynthetischer Energiespeicher ausschöpft (Volk, 1998). Wie oben angedeutet, könnte sich dies schon bald ändern, wenn nämlich die Industriegesellschaft die Kombination der anthropogenen Umwelttrends CO_2-Anreicherung der Atmosphäre, Stickstoffanreicherung der Ökosysteme und globale Erwärmung in geschickter Weise zu nutzen verstünde. Der amerikanische Agrarwissenschaftler S. B. Idso kommt angesichts solcher Perspektiven geradezu ins Schwärmen: „und so scheint es, daß wir mit den ersten Schritten einer – im wahrsten Sinn des Wortes – *Wiedergeburt der Biosphäre* experimentieren: Der Anfang einer biologischen Auffrischung, die in der Menschheitsgeschichte beispiellos ist, die aber in unserer geologischen Vergangenheit, in der der CO_2-Gehalt der Atmosphäre vielfach höher war als heute, nicht ungewöhnlich war. Biologisch betrachtet waren die vergangenen Zeiten mit hohen CO_2-Konzentrationen die wahrhaft „guten alten Tage“. [...]. Zu unserem Glück und für all die anderen Lebensformen, mit denen wir diesen Planeten teilen, gibt es immer mehr Hinweise dafür, daß uns die Menschheit genau in diese Zeiten zurückführt.... zurück zu einer produktiveren Zukunft“ (Idso, 1995, eigene Übersetzung).

Diese nach Meinung des Beirates wenig realistische Einschätzung kann aufgrund des heutigen Kenntnis-

Kasten F 1.1-1

Das Atmen der Biosphäre

Die berühmte Mauna-Loa-Kurve zeigt, wie unter dem Einfluß der Industriegesellschaft der CO_2-Gehalt der Erdatmosphäre nahezu exponentiell anwächst.

Der deutlich sichtbare Langzeittrend wird durch eine jährliche Oszillation von durchschnittlich 6 ppm Amplitude moduliert, wie sie bei entsprechender Vergrößerung der Kurve deutlich zu erkennen ist (Abb.: F 1.1-2). Diese Oszillation ist spektakulärer Ausdruck für den „lebenden“ Planeten Erde. Wenn die Vegetation der Nordhemisphäre im Frühjahr zu wachsen beginnt, konsumiert sie soviel CO_2 aus der Luft, daß die CO_2-Konzentration um mehrere ppm abgesenkt wird. Wenn im Herbst ein Großteil des im Sommer produzierten Pflanzengewebes abstirbt und verrottet (z. B. das Laub vieler Bäume), wird wieder soviel CO_2 freigesetzt, um den Frühlingsverlust nahezu auszugleichen.

Eine Feinanalyse der Mauna-Loa-Daten (Keeling, 1994) enthüllt, daß die saisonalen „Inhalationen“ und „Exhalationen“ der Biosphäre mit dem langfristigen Anstieg des Kohlendioxids in der Atmosphäre immer ausgeprägter werden (Idso, 1995). Abb. F 1.1-3 zeigt, daß sich der „Atem des planetarischen Lebens“ in den letzten Dekaden um ca. 20% verstärkt hat. Das dürfte die Folge des kombinierten Kohlendioxid-Stickstoff-Düngungseffekts aufgrund der ungebremsten Stoffeinträge aus der Anthroposphäre in die Ökosysteme sein.

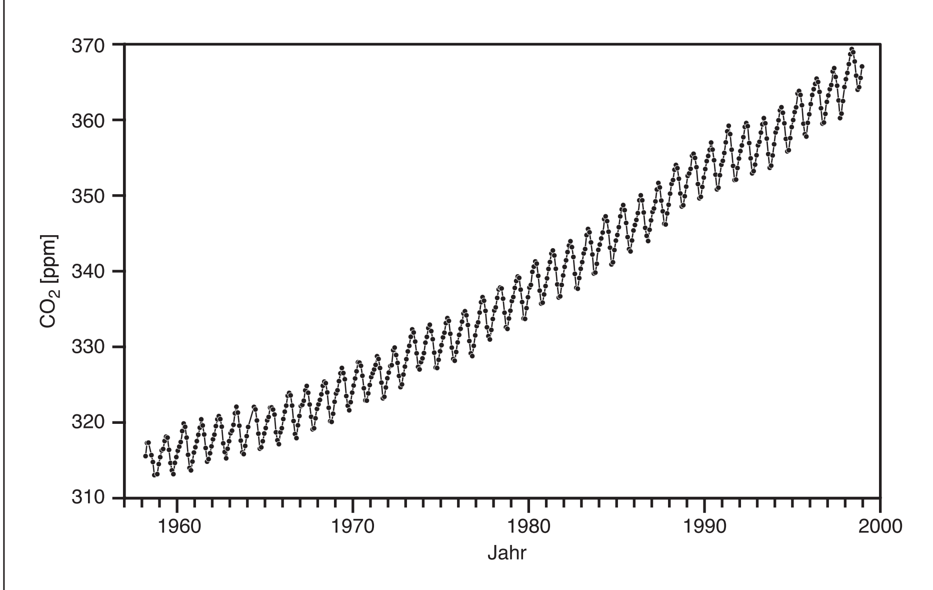


Abbildung F 1.1-1
CO_2-Konzentration der Atmosphäre am Mauna Loa (Hawaii).
Quelle: Keeling und Whorf, 1999

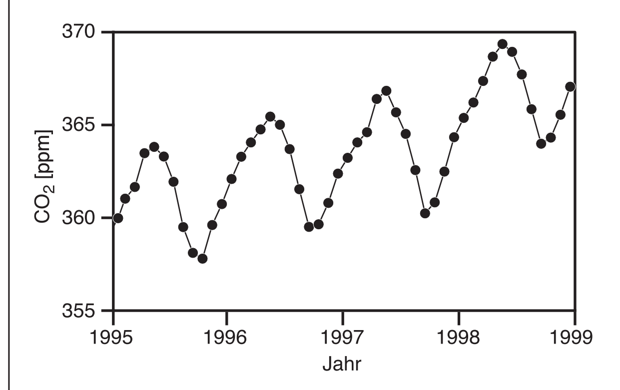


Abbildung F 1.1-2
CO_2-Kurve am Mauna Loa, Hawaii für den Zeitraum 1994-1998.
Quelle:Keeling und Whorf, 1999

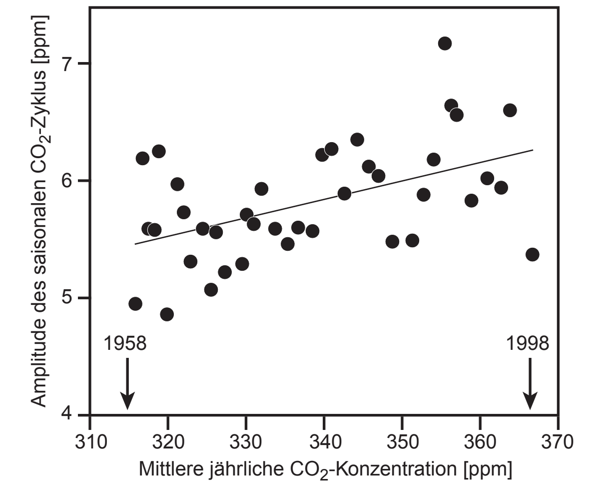


Abbildung F 1.1-3
Die Zunahme des „Atems planetarischen Lebens“.
Quelle:WBGU (Daten aus Keeling und Whorf, 1999)

standes nicht ernsthaft in Betracht gezogen werden. Aber selbst wenn die Biosphärengovernance der Zukunft Elemente der Demiurgenstrategie enthalten sollte (und dafür spricht einiges), dann sollten diese Elemente mit weniger heißem Herzen und deutlich kühlerem Verstand implementiert werden. Die Diskussion hierzu hat bereits begonnen (Schellnhuber und Kropp, 1998; Schellnhuber,1998).

Globales Klima zwischen Wald und Wüste – zwei Extremszenarien F 2

Durch ihre Kontrolle über die Prozesse an den Land- und Meeresoberflächen ist die Biosphäre ein zentraler Faktor im globalen Klimasystem. Die Biosphäre beeinflußt das Klima dadurch, daß sie die Wasserbilanz, die Wärmebilanz und die Bilanzen klimarelevanter Gase steuert (WBGU, 1998a). Im folgenden wird die Bedeutung der Biosphäre für die atmosphärische Zirkulation und das Klima der Erde durch zwei hypothetische, im Modell realisierte Extremszenarien veranschaulicht: Vollständig fehlende biosphärische Kontrolle der Landoberfläche wird durch das Szenario „Globale Wüste" repräsentiert, während eine maximale Kontrolle der Biosphäre mit dem Szenario „Globaler Wald" möglich ist.

F 2.1 Wechselwirkungen zwischen Biomen, Atmosphäre und Klima

Die Klimate der Erde (Köppen, 1923) können durch die großräumige Verteilung der natürlichen, an den Boden und das Klima angepaßten Biome (Vegetationstypen) charakterisiert werden (Kasten F 2.1-1; WBGU, 1993). Andererseits beeinflussen biologisch kontrollierte Prozesse und Parameter der Landoberflächen wie Bedeckungsgrad, Blattflächenindex oder Bodenwassergehalt das Klima. Im Gegensatz zu den Meeresoberflächen werden die klimarelevanten Eigenschaften der Landoberflächen von der Biosphäre dominiert; so zeigen Landoberflächen nur bei hinreichendem Zugang zu Bodenwasser eine vergleichbare Energiebilanz und Verdunstung wie Meeresoberflächen. Die biologisch kontrollierten Parameter sind meist voneinander abhängig und repräsentieren unterschiedliche Aspekte der Vegetation.

Die Ziele einer Kopplung globaler Biosphären- und Klimamodelle bestehen darin, Änderungen in der geographischen Verteilung der Vegetation aufgrund von Klimaänderungen darzustellen, die wichtigsten Einflußfaktoren zu ermitteln, die die Wechselwirkungen zwischen Biosphäre und Klima betreffen und den biosphärischen Einfluß auf das Klima quantitativ abzuschätzen. Die Verbindung biogeographischer und atmosphärischer Systeme unterschiedlicher Skalen (Gutman et al., 1984; Henderson-Sellers, 1993; Claussen, 1994; Foley et al., 1996) gibt Einblick in die Bedeutung der Biosphäre für die Zirkulation der Atmosphäre und für den globalen Wasserkreislauf. Dabei beeinflußt die Biosphäre das Klima möglicherweise stärker als bisher angenommen (Foley et al., 1996; Kap. F 1).

Kasten F 2.1-1

Biome

Die Übereinstimmung der räumlichen Verteilung der Pflanzen und Klimate ist eine alte Beobachtung der Pflanzenökologie, Vegetationsgeographie und Klimatologie, auf deren Grundlage eine Klassifizierung der verschiedenen globalen Vegetationsformationen – inzwischen ökologisch erweitert „Biome" genannt (Kap. E 1) – entstanden ist. Auf der Basis der Klimaklassifikation von Köppen (1923) wurden zahlreiche Modelle und Schemata zur Erdeinteilung in abgrenzbare Biome weiterentwickelt, wobei Grenzen der Klimazonen mit Grenzen der potentiell natürlichen Vegetationstypen gleichgesetzt werden. Biome bieten die Möglichkeit einer strukturierten Analyse der Biosphäre auf globaler Skala und erlauben die regionale „Zuordnung von Prozessen und Bilanzen" (WBGU, 1993). Die Relevanz der engen Zusammenhänge zwischen Pflanzenwachstum und der regionalen Verbreitung bestimmter Arten einerseits, Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchtigkeit andererseits, führte vor allem aufgrund des globalen Klimawandels zu zahlreichen Versuchen, Biome als integrale Bestandteile von Klimamodellen einzuführen. Dabei werden sowohl der Einfluß des Klimawandels auf die Vegetationszonen als auch die Auswirkung der Biosphärenelemente auf das Klimasystem erfaßt (z. B. Prentice et al., 1992; Foley et al. 1996; Claussen et al., 1998).

Biome werden als eine Gruppierung terrestrischer Ökosysteme nach den jeweils dominanten Pflanzentypen definiert (Abb. F 2.1-1), um den wechselseitigen Einfluß von Klima und Biosphäre auf globaler Skala zu modellieren und damit Prognosen über globale Umweltveränderungen zu erhalten (Prentice, 1998). In weiterentwickelten Biom-Modellen setzt sich die terrestrische Biosphäre aus biophysischen, physiologischen und ökologischen Prozessen mit ihrer zeitlichen Entwicklung zusammen.

Der Einfluß des Menschen in den von ihm landwirtschaftlich am meisten genutzten Zonen verringert die Aussagekraft der Modelle in bezug auf die reale Vegetation dieser Regionen, d. h. für diese Gebiete zeigen sie eine nur klimaabhängige, potentiell natürliche Vegetation.

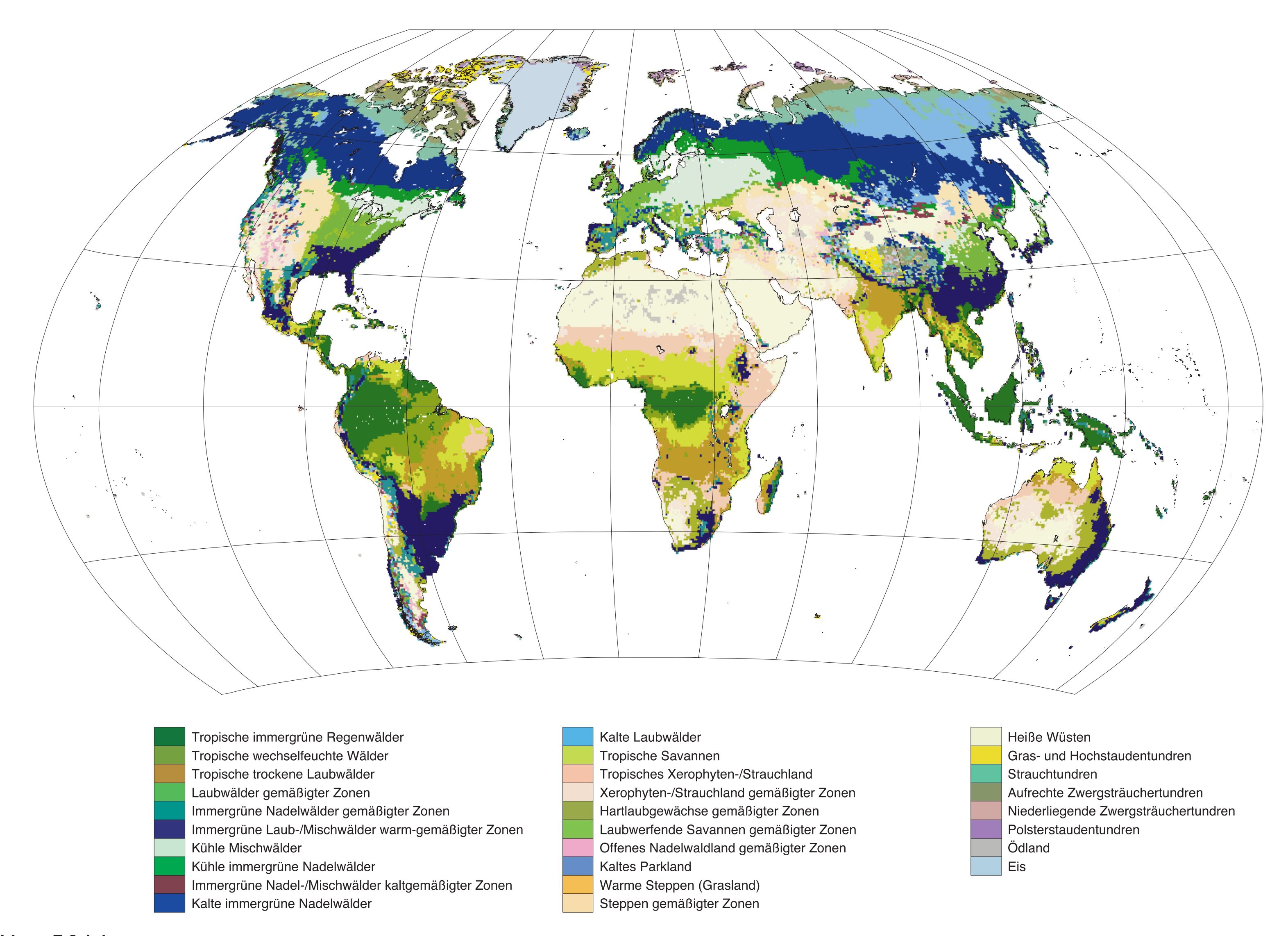


Abbildung F 2.1-1
Globale räumliche Verteilung der Biome.
Quelle: Prentice und Kaplan, 1999

Sensitivitätsanalysen dieser gekoppelten Systeme zeigen, daß die gegenwärtige Biomverteilung eindeutig zum heutigen Klima paßt und diese auch relativ unabhängig von der Ausgangssituation ist, mit Ausnahme Westafrikas und der südlichen Sahara (Claussen, 1998). Die meisten Studien konzentrieren sich allerdings entweder auf einzelne Prozesse (auch im Paläoklima) oder auf regionale Aspekte (siehe Übersichtsartikel von Pielke et al., 1998), wie die Abholzung des Amazonas (Henderson-Sellers, 1993), die borealen Wälder (Bonan et al., 1992), die Änderung der Bodenalbedo in subtropischen Savannen (Charney, 1975), die Verdunstung (Shukla und Mintz, 1982), die Kapazität der Wasserspeicherung (Milly und Dunne, 1994) oder die Wurzeltiefe der Vegetation (Kleidon und Heimann, 1998). Inzwischen liegen Kenntnisse über kurz- und langzeitige Interaktionen zwischen Vegetation und Atmosphäre, über den Wasser- und Stoffkreislauf sowie den Energie- und Strahlungshaushalt vor. Darüber hinaus ist der durch menschliche Aktivitäten wie Überweidung und Desertifikation verursachte Einfluß auch spürbar. Allerdings untersuchen nur wenige Arbeiten die Zusammenhänge zwischen Vegetation und Klimasystem auf globaler Skala.

Mechanismen und Rückkopplungen

Die Pflanzendecke modifiziert die globalen Energie- und Wasserbilanzen durch zwei wesentliche Effekte (Abb. F 2.1-2): (1) Pflanzen und Wälder bewirken im Vergleich zur vegetationslosen Landoberfläche eine höhere Transpiration durch die Nutzung des Boden- und Grundwassers und (2) sie absorbieren durch ihre geringere Albedo mehr Sonnenstrahlung. Beide Mechanismen wirken zusammen und (3) erhöhen die Evapotranspiration an der Erdoberfläche. Die unmittelbaren Folgen sind (4) Abnahme der oberflächennahen Temperatur und (5) Anstieg der Feuchte in der Atmosphäre. Drei Rückkopplungen des Wasser- und Strahlungshaushalts der Atmosphäre verändern den unmittelbaren Vegetationseinfluß: (6) Der Wasserkreislauf verstärkt sich durch erhöhte Feuchtigkeit in der Atmosphäre; das begünstigt Wolkenbildung und Niederschlag und kann so zu mehr Evapotranspiration in ariden Gebieten führen. (7) Feuchte- und Wolkenzunahme erhöhen zudem die

Wasserkreislauf
Atmosphäre
Energie- und Strahlungshaushalt
Wolkenbildung (7, 8)
Feuchtigkeitsgehalt und Niederschläge (5, 7)
Absorbierte Sonneneinstrahlung (2)
Zunahme der globalen Vegetation
Evapotranspiration (3, 6)
Albedo (2)
Wasserdampf induzierter Treibhauseffekt (7, 8)
Transpiration (1)
Langwellige Ausstrahlung (7, 8)
Bodenwasser (1)
Boden
Oberflächentemperatur (4)
verstärkende Wirkung
abschwächende Wirkung
Wirkung
Rückkopplung

Abbildung F 2.1-2
Mechanismen und Rückkopplungen zwischen Biosphäre und Atmosphäre. Erklärung der Ziffern im Text.
Quellen: WBGU und Meteorologisches Institut Hamburg

langwellige Gegenstrahlung der Atmosphäre und somit den wasserdampfinduzierten Treibhauseffekt. (8) Die an der Erdoberfläche verfügbare Strahlung verändert sich ebenfalls: Die Abkühlung der Oberflächen wird durch eine geringere, die Wolken durchdringende solare Strahlung und eine höhere Verdunstung verursacht. Die kühlere Oberfläche verringert die langwellige Ausstrahlung des Bodens und schwächt somit substantiell den Wasserdampftreibhauseffekt. Beide Rückkopplungen wirken konträr, wobei insgesamt die Vegetation den Treibhauseffekt verringert (Abb. F 2.1-2).

F 2.2
Die Biosphäre zwischen Wald und Wüste: eine Simulation

Um den maximalen Effekt abzuschätzen, den Vegetation auf die Atmosphäre (Fraedrich et al., 1999) und auf die Prozesse an der Landoberfläche (Kleidon et al., 1999) haben kann, wird das Hamburger globale Klimamodell ECHAM 4 eingesetzt (Roeckner et al., 1996). Es ist ein Modell, das Teile des Erdsystems in hochauflösendem Detail simuliert. Dazu wird für die Kontinente maximale (Szenario „Globaler Wald“) bzw. fehlende biosphärische Kontrolle (Szenario „Globale Wüste“) vorgeschrieben. Integrale Bestandteile der Klimamodelle sind Parametrisierungen der physikalischen Prozesse an den Landoberflächen. Sie beschreiben die Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Untergrund durch den Austausch von Wärme, Wasser und Impuls. So schließt der Wasserhaushalt des Untergrunds den Oberflächenabfluß ein, berücksichtigt aber nicht auflösbare standörtliche Inhomogenitäten, langsame und schnelle Drainage in Abhängigkeit vom Wassergehalt in den Wurzelregionen der Pflanzen sowie die gesamte Evapotranspiration, die ihrerseits die Verdunstung von Schnee, unbedecktem Boden, Transpiration von Vegetation und die Evaporation von Wasser in den Baumkronen umfaßt (WBGU, 1998a). Im Detail charakterisieren folgende Parameter die Vegetation der Klimasäulen, die zu jedem Gitterpunkt des globalen Modells gehören: (a) Albedo, (b) Waldbedeckung, (c) Vegetationsbedeckung, (d) Blattflächenindex, (e) Rauhigkeit und (f) Speicherkapazität von Bodenwasser. Jede Klimasäule an einem Gitterpunkt repräsentiert eine Fläche von etwa 2.8° x 2.8°; ihre Kommunikation untereinander wird von der atmosphärischen Zirkulation übernommen. Das eine Extrem, das Szenario „Globale Wüste“, setzt sich aus Eigenschaften der Wüste zusammen, mit ihrer hellen, ebenen Oberfläche sowie der geringen Fähigkeit der Wüstenböden, Wasser zu speichern. Das zweite Extrem, das Szenario „Globaler Wald“, setzt sich aus Parametern zusammen, die einer hohen Nettoprimärproduktion der Vegetation entsprechen, wie sie in tropischen Regenwäldern vorkommt (mit dunkler, rauher und verdunstender Oberfläche). Das Szenario „Globaler Wald“ ist gekennzeichnet durch eine Albedo von 12%, eine Vegetations- und Waldbedeckung von 100%, einen Blattflächenindex von 10, eine Rauhigkeit von 2 m und eine optimale Speicherkapazität von Bodenwasser. Zum Szenario „Globale Wüste“ gehört hier folgender Parametersatz: Die Albedo liegt bei 28%, Vegetations- und Waldbedeckung, Blattflächenindex und Rauhigkeit werden auf null gesetzt und die Bodenfeuchtigkeit ist anhand einer Bodentiefe von 10 cm und des globalen Datensatzes der Wasserverfügbarkeit von Pflanzen nach Batjes (1996) ermittelt worden. Im Szenario „Globale Wüste“ fehlt die biosphärische Kontrolle der Landoberfläche vollständig, während sie im Szenario „Globaler Wald“ maximal ist. Die Biosphäre wird in der Sensitivitätsanalyse als umfassende, globale Einheit verstanden und es wird keine Differenzierung nach unterschiedlichen Biomen zugelassen. Die Eigenschaften und Stärke ihrer Kontrolle über die Phänomene der Landoberflächen werden daher durch eine Skala abgebildet, die von „keinerlei biosphärischer Kontrolle“ bis zu „maximal möglicher Kontrolle“ reicht. Die Eigenschaften der Landoberflächen beider Extrema bilden den Input für beide Klimasimulationen. Diese erlauben eine Quantifizierung der Auswirkungen der Biosphäre auf das Klimasystem. In der folgenden Diskussion wird das Szenario „Globale Wüste“ als Referenz gewählt, wobei die Differenz der Szenarien „Globaler Wald“ minus „Globale Wüste“ die Ausmaße der Extreme demonstrieren soll.

Die Ergebnisse zeigen, daß der globale Wasserkreislauf im Szenario „Globaler Wald“ über Land bedeutend aktiver ist als im Szenario „Globale Wüste“: Die Niederschläge liegen um ca. 100% höher, die Evapotranspiration ist ca. 250% stärker und die mittlere atmosphärische Feuchtigkeit liegt über Land etwa 30% höher (Abb. F 2.2-1a). Spitzenwerte sind über den kontinentalen Regionen der Tropen und während des Sommers in den gemäßigten Breiten anzutreffen (Abb. F 2.2-2b).

Die substantielle Erhöhung der Evapotranspiration im Szenario „Globaler Wald“ ist mit einer Verringerung des fühlbaren Wärmeflusses um 30% gekoppelt und verändert damit die Energiebilanz der Erdoberfläche. So reduziert sich das Bowen-Verhältnis (fühlbarer Wärmestrom zu Evapotranspiration) über den Landregionen von 1,25 auf 0,12, so daß sich die Land- und Ozeanoberflächen angleichen. Infolgedessen führt die Verdunstung (Evapotranspiration) im Szenario „Globaler Wald“ zu einer Abkühlung der Oberfläche um etwa 1,2 °C über Land mit Spitzenwerten der Abkühlung bis zu 8 °C in den Tropen und bis zu 6 °C im Sommer der mittleren Breiten (Abb. F 2.2-2a). Die an der Erdoberfläche absorbierte Solarstrahlung nimmt nur unwesentlich um weniger als 5% zu. Dieser geringe Unterschied ist das Resultat einer gesteigerten Wolkenbildung (+16%), die als negativer Rückkopplungseffekt auftritt. Da sich die langwellige Ausstrahlung der Oberfläche um etwa 30% reduziert, erhöht sich die am Boden verfügba-

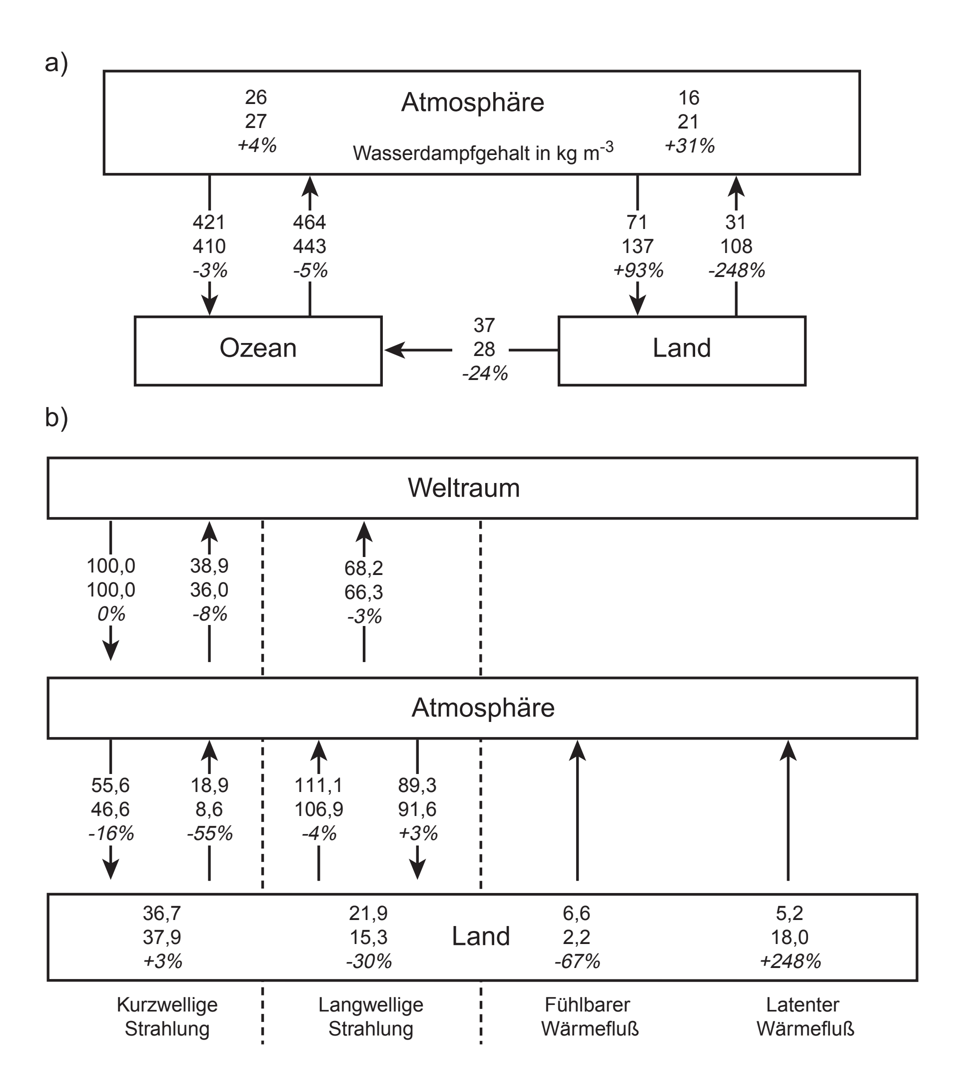


Abbildung F 2.2-1
a) Globaler Wasserkreislauf in 10^{12} m^3 $Jahr^{-1}$
b) Energiehaushalt über Land als Anteil an der solaren Einstrahlung (100% = 341,3 W m^{-2}) der Klimasimulationen mit und ohne Vegetationskontrolle der Prozesse auf der Landoberfläche: Szenario „Globale Wüste“ (obere Zahl), Szenario „Globaler Wald“ (mittlere Zahl) und deren Differenz (in %, untere Zahl). Bei maximaler Biosphären-Kontrolle ist die Evapotranspiration dreifach so hoch, betragen die Niederschläge auf Land das Zweifache und die oberflächennahen Temperaturen verringern sich über Land um 1,2 °C.
Quelle: nach Fraedrich et al., 1999

re Strahlungsbilanz beträchtlich. Diese starke Abnahme der thermischen Ausstrahlung (und der damit verbundenen Temperatur), die als Differenz zwischen Wüste und Wald auftritt, entsteht durch die gesteigerte Fähigkeit der Böden, Feuchtigkeit zu speichern und in trockenen Zeiten wieder abzugeben. Hinzu kommt die erhöhte Strahlungsbilanz an der Oberfläche, die der Evapotranspiration zur Verfügung steht (Milly und Dunne, 1994; Eltahir, 1998).

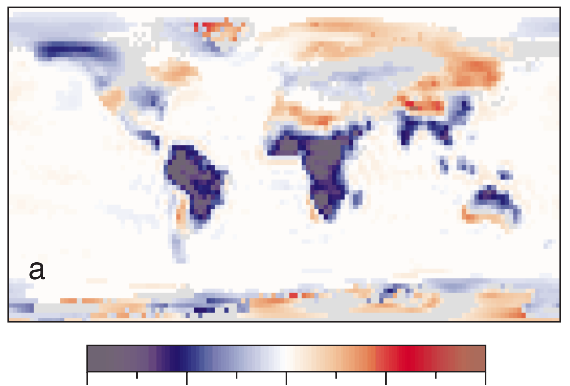
Die Unterschiede zwischen den beiden Extremen können durch die oben beschriebenen Mechanismen verstanden werden, und zwar als direkte Konsequenz der stark veränderten Evapotranspiration. Sie sind in Regionen und in Zeiten mit maximaler Sonneneinstrahlung (also im Sommer) besonders markant (Abb. F 2.2-2c).

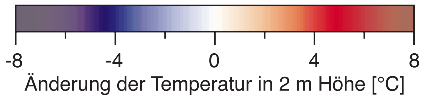
Durch den verstärkten Wasserkreislauf wird die atmosphärische Zirkulation erheblich beeinflußt: Erhöhte Evapotranspiration verstärkt die Hadley-Zirkulation in den Tropen (tropische Zelle, in der warme Luftmassen am Äquator aufsteigen und in den Subtropen absinken) und führt zu einer generellen Erwärmung der mittleren Troposphäre in den Subtropen (um etwa 5 °C). Die damit verbundene Verstärkung des Nord-Süd-Temperaturgefälles erhöht die Intensität der Westwindströmung in den mittleren Breiten. Folglich verringert sich die Ost-West-Asymmetrie der quasipermanenten Hoch- und Tiefdruckgebiete. Diese globalen Änderungen der atmosphärischen Zirkulation bewirken regional und saisonal eine erhebliche Abschwächung des Aleuten-Tiefs, eine Erwärmung in Ostasien und eine Abkühlung in Alaska (Abb. F 2.2-3). Zudem führt der Einfluß des Walds auf die Schneealbedo zu großskaliger Erwärmung in einigen borealen Regionen während des Frühjahrs, die teilweise durch sommerliche Abkühlung kompensiert wird. Insgesamt zeigt sich im Jahresmittel in bestimmten außertropischen Gebieten eine Erwärmung.

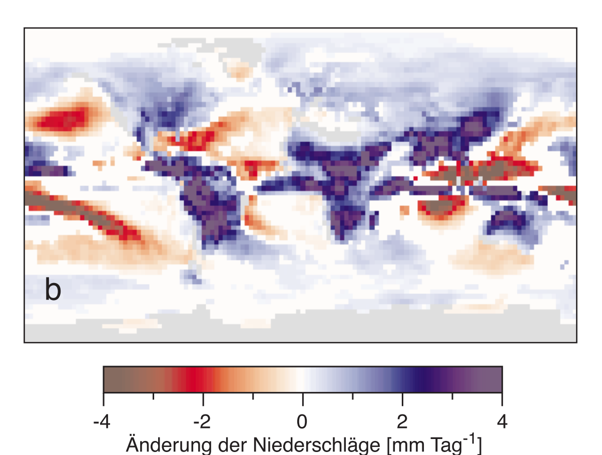
Maximaler Einfluß der Vegetation auf den CO_2-induzierten Treibhauseffekt

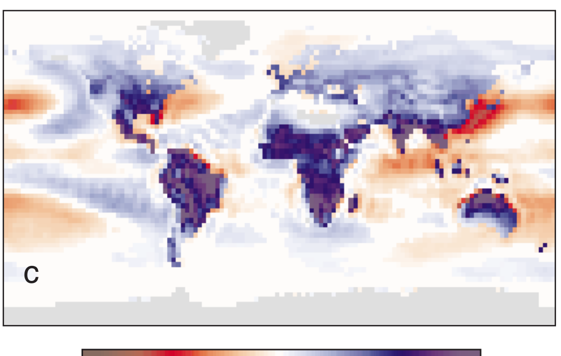
Der atmosphärische Treibhauseffekt ist im Szenario „Globaler Wald“ schwächer als im Szenario „Globale

F 2.2 **Die Biosphäre zwischen Wald und Wüste: eine Simulation**









-4 -2 0 2 4

Änderung der Evapotranspiration [mm Tag^{-1}]

Abbildung F 2.2-2
Szenario „Globaler Wald“ minus Szenario „Globale Wüste“: Änderung a) der Temperatur (in °C), b) der Niederschläge (in mm Tag-1) und c) der Evapotranspiration (in mm Tag-1) im Jahresmittel (siehe auch WBGU, 1998a).
Quellen: WBGU und Meteorologisches Institut Hamburg

Wüste“, weil die bodennahen Luftschichten stärker abkühlen und die Troposphäre stabiler ist. Der Treibhauseffekt läßt sich durch die Differenz in der terrestrischen Nettostrahlung errechnen, die zwischen oberer und unterer Grenze der Atmosphäre (Land und Ozean) auftritt. Für das Szenario „Globaler Wald“ bzw. das Szenario „Globale Wüste“ beträgt dieser Unterschied 160,3 W m^{-2} bzw. 163,7 W m^{-2}. Die maximale Vegetation vermindert damit den Treibhauseffekt um 3,4 W m^{-2}. Dieser Wert ist von vergleichbarer Größenordnung wie die Erhöhung des Treibhauseffekts von 2,6 bis zu 7,9 W m^{-2} bei verdoppelter CO_2-Konzentration (Kleidon et al., 1999). Der errechnete Effekt der maximalen Vegetation kann möglicherweise eine CO_2-induzierte Erwärmung, wie sie in den IPCC-Szenarien berechnet wurde, partiell abmildern (IPCC, 1996a).

Möglicher Einfluß auf die Ozeane

Der Jahresgang der Temperaturen an den Meeresoberflächen wird in diesen Experimenten dem heutigen Klima entsprechend vorgegeben. Die Energiebilanz des Szenarios „Globaler Wald“ zeigt dabei ein Ungleichgewicht im Wärmeaustausch zwischen Ozeanen und Atmosphäre. Die Ozeane erfahren im Vergleich zum heutigen Klima einen Nettogewinn von $1{,}2 \cdot 10^{15}$ W. Hingegen weisen die Ozeane im Szenario „Globale Wüste“ einen Verlust von $0{,}6 \cdot 10^{15}$ W auf. Die regional hohen Unterschiede zwischen den Szenarien bis zu 100 W m^{-2} in den westlichen Randströmen erklären sich durch den Transport von feuchterer und kälterer Luft aus den östlichen Teilen der Kontinente im Szenario „Globaler Wald“.

Vergleichende regionale Analyse

Regional verschieben sich die Klimazonen unter den modellierten Extremen der beiden Szenarien. Um die räumlichen Abweichungen festzustellen, werden in Anlehnung an die Typen der Klimaklassifikation von Köppen (1923) die fünf wichtigsten Klimazonen (A bis E; Tab. F 2.2-1) identifiziert: tropische, trockene, gemäßigte, Schnee- und Eisklimate. Wegen ihrer Einfachheit erlauben sie Rückschlüsse über Verschiebungen der biogeographischen Grenzen. Untersucht werden die Experimente mit den Szenarien „Globaler Wald“ und „Globale Wüste“, dabei ermöglichen der ECHAM-Kontrollauf (Simulation unter gegenwärtigen Bedingungen) sowie eine Variante der beobachteten Klimatologie weiterführende Vergleiche (Abb. F 2.2-4).

Der Anteil der Klimatypen auf der globalen Landoberfläche wird in Tab. F 2.2-1 dargestellt. Etwa 1/4

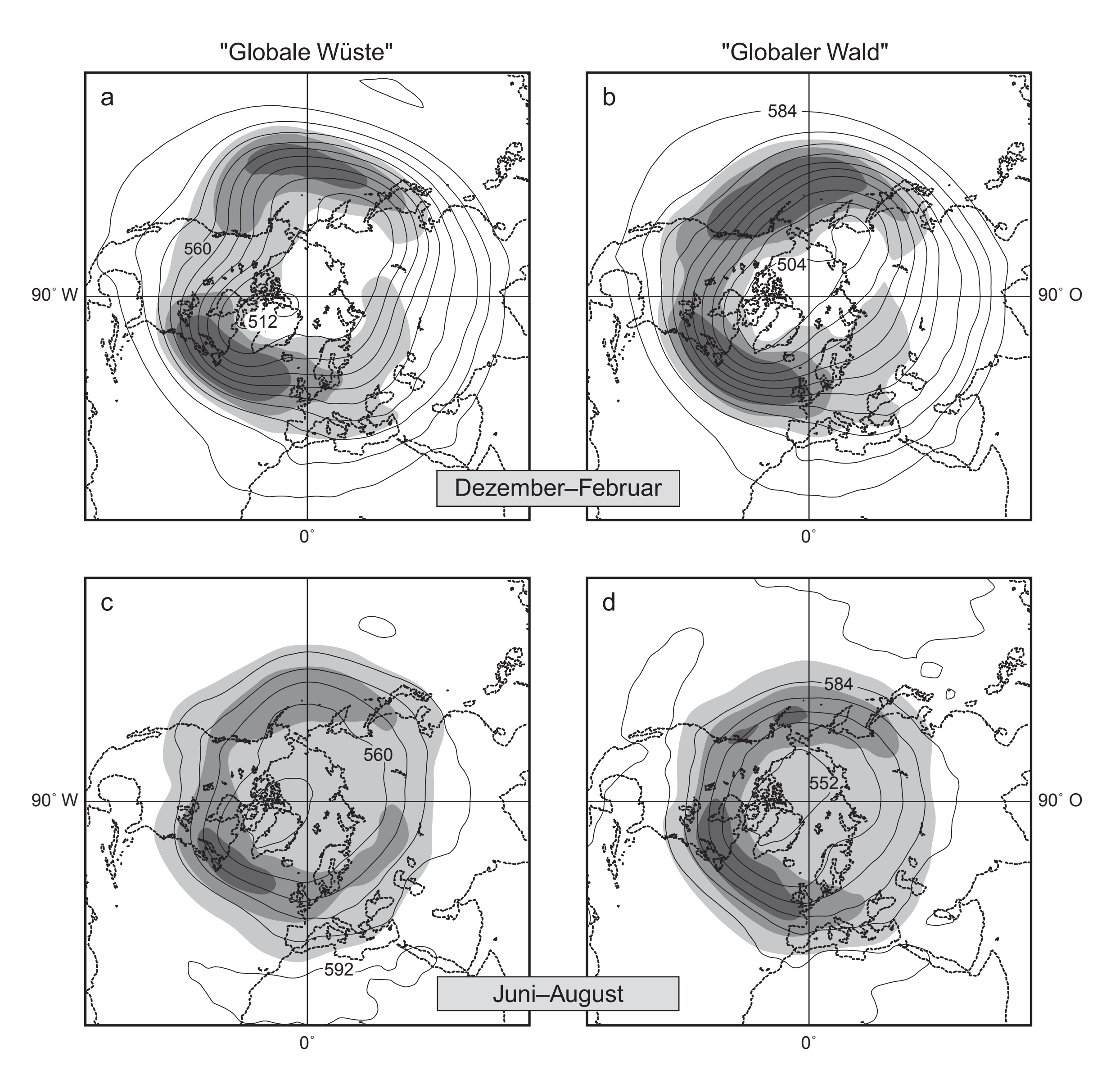


Abbildung F 2.2-3
„Globaler Wald“ (b, d) und „Globale Wüste“ (a, c): Änderungen der mittleren Strömung der Atmosphäre entlang den Höhenlinien der 500 hPa Fläche in Winter (a, b) und Sommer (c, d) und der synoptischen Aktivität (in grau). Sie umfaßt Streuungswerte (hochpaßgefilterter) täglicher Fluktuationen der Höhen der 500 hPa Fläche, die 30 gpm übersteigen.
Quelle: nach Fraedrich et al., 1999

(22,9%) der gesamten Landfläche zeigt eine Veränderung der Klimatypen. Die stärksten Unterschiede zwischen den Szenarien „Globale Wüste“ und „Globaler Wald“ finden sich in den ariden und den warmgemäßigten Klimaregionen; während im Szenario „Globale Wüste“ die Trocken- (Steppen- und Wüstenklimate) und Schneeklimate (kalt-boreale sommertrockene und kalt-boreale wintertrockene Klimate) dominieren, erhöht sich im Szenario „Globaler Wald“ der Anteil warmgemäßigter Klimate (sommertrockene, immerfeuchte und wintertrockene Klimate).

Zwei regionale Veränderungen sind besonders zu erwähnen, da ihre Ursachen sich nicht aus dem dominanten globalen Effekt ableiten lassen. Dieser wirkt in den meisten außertropischen Regionen und dem größten Teil der inneren Tropen, wobei sich die bodennahe Atmosphäre beim Wechsel von Szenario „Globaler Wald“ zu „Globaler Wüste“ erwärmt, weil der dominierende Abkühlungseffekt durch die Evapotranspiration ausbleibt.

- Die trockenen Gebiete im Einflußbereich der Monsunregionen werden im Szenario „Globaler Wald“ erheblich zurückgedrängt. Dies sind große Teile von Afrika, Süd- und Zentralasien sowie Australien. Ursache dafür ist die Intensivierung des Monsuns bei erhöhter Evapotranspiration und seine weitreichen-

den Wasserdampftransporte bis weit ins Landesinnere. Unterstützt durch die reduzierte Albedo und erhöhte Rauhigkeit bei Bewaldung erscheint dieser Mechanismus der Grund für die Stabilität der Vegetation in den Subtropen im Szenario „Globaler Wald“ zu sein. Dies war auch für das Klima im Sahel-Sahara-Bereich während des mittleren Holozän kennzeichnend.

- Im Vergleich zum Szenario „Globale Wüste“ führt das Szenario „Globaler Wald“ zu einer Abkühlung über Alaska und einer Erwärmung über Ost-Asien (Abb. F 2.2-4). Ursache dafür ist die Zonalisierung der Zyklonenzugbahnen (Abb. F 2.2-3), die den Trog über dem Nordpazifik reduzieren, wodurch sich die Zufuhr von Wärme nach Alaska verringert und nach Südostasien erhöht.
- Aufgrund der Meeres- und Eisflächen, die 70% der

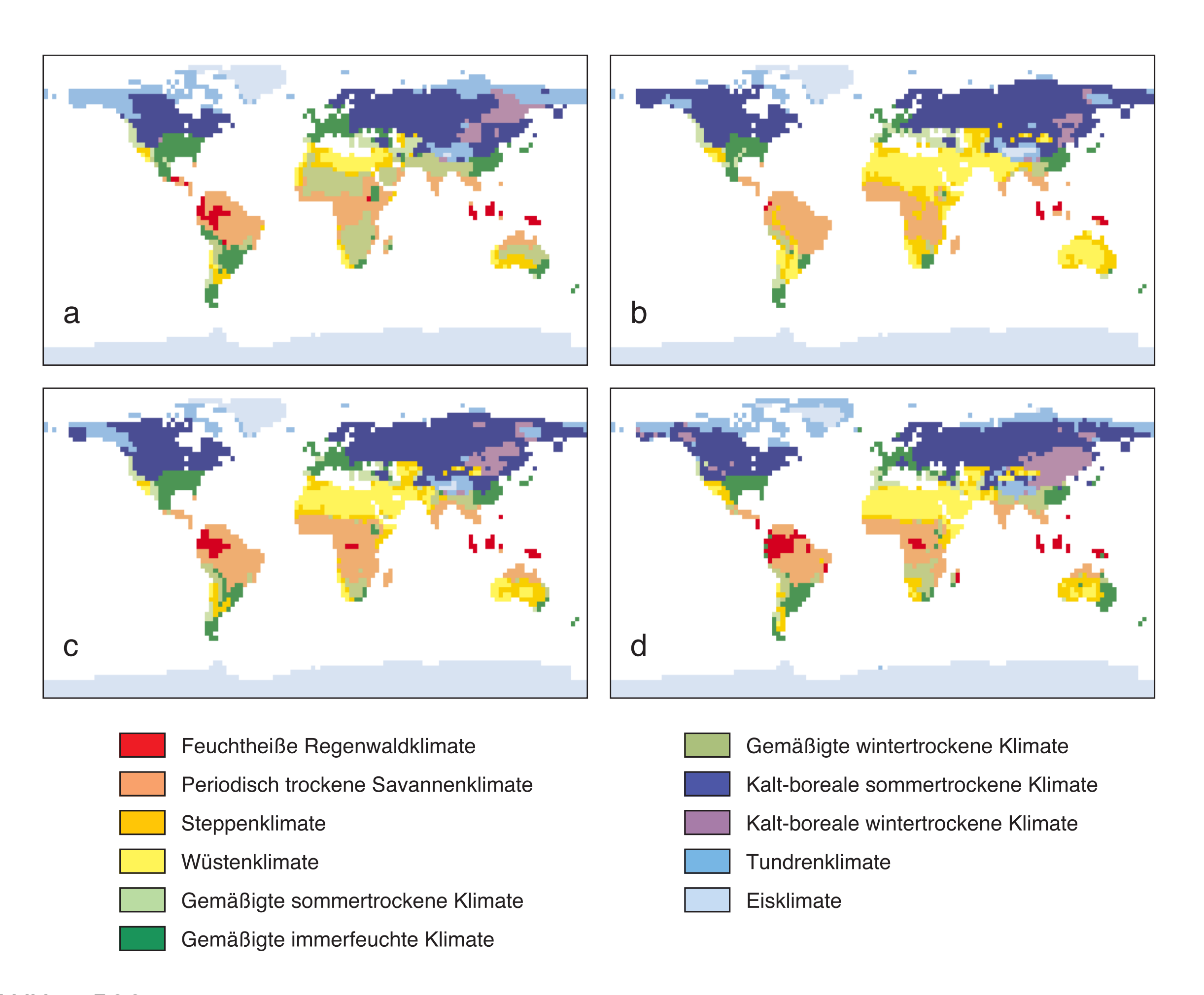


Abbildung F 2.2-4
Globale Verteilung der Klimazonen nach Köppen: a) Szenario „Globaler Wald“, b) Szenario „Globale Wüste“, c) ECHAM-Kontrollsimulation, d) Gemessene Daten nach Cramer und Leemans (1992).
Quelle: nach Kleidon et al., 1999

Tabelle F 2.2-1
Anteil der Klimatypen nach Köppen (1923) an der gesamten Landoberfläche für die Szenarien „Globale Wüste“ und „Globaler Wald“.
Quelle: nach Kleidon et al., 1999

Klimatyp nach Köppen	Szenario „Globale Wüste“ [%]	Szenario „Globaler Wald“ [%]
A Tropisch	18,1	19,4
B Trocken	28,2	9,1
C Gemäßigt	12,2	29,4
D Schnee	27,3	23,5
E Eis	14,2	18,5

Erdoberfläche bedecken, gibt es im Szenario „Globale Wüste“ immer noch klimatische Bedingungen, in denen Wälder wachsen (Abb. F 2.2-4). Insbesondere zeigt das Szenario eine Erweiterung der Wüsten-, Steppen- und Savannengebieten. Allerdings bleiben die meisten Agrar-, Forst- und Siedlungsgebiete unter dem Einfluß der für sie günstigen klimatischen Bedingungen. Problematisch wird es jedoch für den gesamten Norden des indischen Subkontinents, den Norden Chinas und Südsibirien, die Steppen Australiens und die Savannenzonen Afrikas, den Westen Nordamerikas und für den Andenraum.

- Im Szenario „Globaler Wald“ nehmen die Waldregionen sehr stark zu und die heutigen Kerngebiete der Wüsten und Steppen behalten ihre ursprüngliche Gestalt: der altweltliche Wüstengürtel vom Maghreb und der Sahara über den Nahen Osten bis zu Teilen der Thar- und Gobi-Wüste, West-Australien und westliches Südafrika, Patagonien, die Atacama und der Südwesten Nord-Amerikas. Denn dort können sich keine günstigen Klimabedingungen für Wälder einstellen. Veränderungen sind selbst durch Aufforstung und durch die klimatischen Bedingungen allein sicherlich nicht aufrechtzuerhalten. Bewässerung stellt eine provisorische Möglichkeit, jedoch keine nachhaltige Lösung für diese Gebiete dar.

F 2.3
Kontrolle der Biosphäre über das Klimasystem und den globalen Wasserkreislauf

Diese neuen Simulationen liefern eine erste Einschätzung der maximalen biosphärischen Kontrolle über das Klimasystem und den globalen Wasserkreislauf. Nicht behandelt wurde der Austausch vieler Treibhausgase wie zum Beispiel Kohlendioxid, das durch die Biosphäre kontrolliert wird. Ebenfalls unberücksichtigt sind die Austauschprozesse zwischen Ozean und Atmosphäre, die manche Ergebnisse beeinflussen würden. Dennoch kann die allgemeine Schlußfolgerung abgeleitet werden, daß die Biosphäre eine umfangreiche Kontrollfunktion für das Klimasystem ausübt. Besonders stark ist diese Kontrolle im globalen Energiehaushalt aufgrund der abkühlenden Wirkung der Vegetation und im globalen Wasserhaushalt durch die stärkere Verdunstung, bedingt durch die Evapotranspiration. Ihr Einfluß bewegt sich in der gleichen Größenordnung wie die Veränderungen, die infolge der Verdopplung der CO_2-Konzentration erwartet werden (IPCC, 1996a).

Die räumliche und zeitliche Wirkung der Biosphäre zeigt sich vor allem darin, daß die biologischen Einflüsse während der maximalen Solarstrahlung am stärksten sind, während die steigende Kohlendioxidkonzentration vor allem die Winterzeit der höheren Breiten beeinflußt.

Die Biosphäre im Globalen Wandel F 3

F 3.1
Global wirksame zivilisatorische Eingriffe

Der Mensch hat vor Jahrtausenden mit der Umgestaltung der Erde begonnen, kein Ökosystem ist heute mehr frei von menschlichem Einfluß (Vitousek et al., 1997). Diese Eingriffe erreichten mit der Industrialisierung eine globale Dimension und haben inzwischen natürliche biogeochemische und biogeophysische Kreisläufe verändert und die für das System Erde unerläßliche Regelungsfunktion der Biosphäre gestört (Kap. C). Auch früher haben die Menschen durch Landnutzungsänderungen tief in die Biosphäre eingegriffen und ganze Landstriche durch Entwaldung umgestaltet (z. B. Griechen und Römer im Mittelmeerraum, Aborigines in Australien). Die Klimarekonstruktionen weisen für diese Zeiträume regionalklimatische Modifikationen von Niederschlag und Temperatur, allerdings eine konstante CO_2-Konzentration aus. Andererseits beweisen $\delta^{18}O$-Werte aus Eisbohrkernen, die in Grönland gewonnen wurden, daß auch ohne menschlichen Einfluß während der vergangenen Eiszeiten in wenigen Jahrzehnten drastische Temperaturschwankungen auftraten und sich das Klima sprunghaft änderte.

Die neue Dimension menschlicher Eingriffe in die Biosphäre und in das Klima entsteht also weniger dadurch, daß solche Veränderungen in der Erdgeschichte einmalig wären, sondern vielmehr aus dem Zusammenprallen einer sich in hohem Tempo globalisierenden Welt mit höchst unterschiedlichen Gesellschaften. Einerseits gibt es hochentwickelte, empfindliche Zivilisationen mit hohem Ressourcen- und Energieverbrauch, andererseits Armutsgesellschaften, in denen meist ein hohes Bevölkerungswachstum den Nutzungsdruck auf die Umwelt erhöht. Gleichzeitig ist die Bevölkerungszahl der Erde so hoch wie nie zuvor. Weitgehend unbekannt ist, ob die heutige Menschheit auf diese von ihr selbst ausgelösten Veränderungen angemessen reagieren und sich ohne große soziale Verwerfungen anpassen kann.

Vor dem Hintergrund der klimapolitischen Diskussion über eine Verminderung der Treibhausgasemissionen wird im folgenden vor allem auf die Rolle der Biosphäre im Kohlenstoffkreislauf eingegangen und die Frage erörtert, inwiefern zivilisatorische Eingriffe und die damit verbundenen globalen Modifikationen auf ein nachhaltiges Maß reduziert werden können (IPCC, 1996b).

F 3.1.1
Direkte Eingriffe in die Biosphäre: Globale Trends

Die Konversion natürlicher Ökosysteme in Weide- oder Agrarland und die Umwandlung von Agrar- in Industrieflächen sind globale Trends von quantitativ außergewöhnlichen Ausmaßen: Schätzungsweise 40–50% der Landoberfläche sind bisher vom Menschen umgewandelt oder degradiert worden (Leemans, 1999; Abb. F 3.1-1). Obgleich der Mensch nur etwa 6% der terrestrischen Nettoprimärproduktion (NPP) direkt durch die Ernte von Pflanzen zur Gewinnung von Nahrung, Brenn- und Baustoffen oder zur Papierherstellung nutzt, wird geschätzt, daß durch anthropogene Wald- und Steppenbrände sowie Luftverschmutzung die potentielle natürliche globale NPP um bis zu 25–40% reduziert wird (Schlesinger, 1997). Seit 1860 hat der Mensch rund 13% der vorindustriellen Biomasse zerstört (Schlesinger, 1997) und damit u. a. den gemessenen CO_2-Anstieg in der Atmosphäre verursacht.

Hinzu kommt der Trend *Fragmentierung natürlicher Ökosysteme* , der die Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf globaler Skala verstärkt und die Anpassungsfähigkeit der Biosphäre an globale Umweltverän-

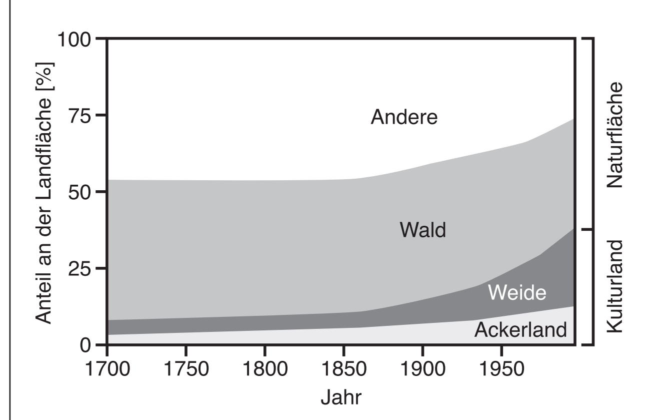


Abbildung F 3.1-1
Geschätzte Veränderungen der globalen Landökosysteme zwischen 1700–1995 (Anteil an der gesamten Landoberfläche).
Quelle: Leemans, 1999

derungen schwächt (Kap. C). Ebenso sind die *Schädigung von Ökosystemstruktur und -funktion* und die *stoffliche Überlastung natürlicher Ökosysteme* heute globale Trends, die sich einerseits aus lokalen oder regionalen Einwirkungen ergeben, andererseits aus dem menschlichen Eingriff in globale biogeochemische Kreisläufe resultieren (Abb. C 1.3-3). Landnutzungsänderungen wie Entwaldungen oder die Trockenlegung von Feuchtgebieten führen direkt zum Verlust biosphärischer Senken für Kohlenstoff und zur Verstärkung biosphärischer Quellen etwa von Treibhausgasen, sie können sogar direkt regionale und großräumige Klimamuster wie etwa die Monsunsysteme verändern. Durch diese Eingriffe in die Biosphäre modifiziert der Mensch zugleich den globalen Kohlenstoffkreislauf. Über die entwaldungsbedingte Verstärkung der Albedo und die damit verbundene, quantitative Veränderung der regionalen Wasserbilanz greift er außerdem direkt in regionale Klimasysteme ein. So hat in Colorado die Umwandlung großer Präriegebiete in bewässerte landwirtschaftliche Flächen in der letzten Dekade zu einer regionalen Abkühlung um 2 °C geführt (Couzin, 1999). Im Einzugsgebiet des Amazonas bewirkt die Abholzung tropischen Regenwalds und die Umwandlung in Grasland eine regionalklimatische Erwärmung und eine Reduktion des Niederschlags um bis zu 30% (Couzin, 1999; Kap. F 5.2.1).

Landnutzung und Landnutzungsänderungen sind derzeit die stärksten Einwirkungen auf die Biosphäre und werden dies auch für die nächsten Jahrzehnte vermutlich bleiben (Walker et al., 1999). Das geschätzte Bevölkerungswachstum von einer Milliarde Menschen pro Dekade wird einen jährlichen Anstieg der Nahrungsproduktion um ca. 2% erfordern. Dies wird voraussichtlich in Afrika, Lateinamerika und Asien zu einer weiteren Umwandlung natürlicher Ökosysteme in landwirtschaftliche Flächen und zu einer Intensivierung der Produktion auf erschlossenem Ackerland führen (Alcamo et al., 1999). Beide Prozesse können, generalisiert betrachtet, als Eingriffe in die natürlichen Kreisläufe und als Auslöser globaler Umweltveränderungen bewertet werden. Sie führen zu einem Verlust von pflanzengebundenem Kohlenstoff an die Atmosphäre und reduzieren das biosphärische Senkenpotential.

F 3.1.2
Eingriffe in biogeochemische Kreisläufe

Die Ursachen für die erhöhte Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre (Kohlendioxid, Methan, Distickstoffoxid) liegen nicht nur in der industrie-, verkehrs- oder heizungsbedingten Verbrennung fossiler Energieträger, sondern auch in den Veränderungen der Biosphärennutzung durch Land- und Forstwirtschaft. Dies führt zu einer bereits heute mit hoher Wahrscheinlichkeit feststellbaren anthropogenen globalen Klimaänderung (IPCC, 1996a).

Eingriffe in die globalen, biosphärisch beeinflußten Stoffkreisläufe

Die Verbrennung fossiler Brennstoffe und von Biomasse erhöht auch die globale Emission von Aerosolen: 10–20% der gesamten Aerosolbelastung der Atmosphäre gehen bereits auf den Menschen zurück (Schlesinger, 1997). Aerosole besitzen eine große Bedeutung für das regionale und globale Klima, da sie die Strahlungseigenschaften der Atmosphäre ebenso beeinflussen wie die Niederschlagsbildung. Die Eingriffe in biogeochemische Kreisläufe haben zudem direkte Auswirkungen auf die Biosphäre, indem sie Struktur und Funktion von Ökosystemen tiefgreifend verändern. Der Beirat hat das Risiko der Destabilisierung natürlicher Ökosysteme durch die Eingriffe in globale biogeochemische Stoffkreisläufe als Beispiel für den Risikotyp Kassandra beschrieben (WBGU, 1999a): Es geht um Schäden, die mit hoher Wahrscheinlichkeit *und* hohem Schadenspotential eintreten, die aber einen schleichenden Charakter und ein komplexes Ursachengefüge haben, so daß die Bedrohung nicht sofort erkennbar wird.

Durch die Verbrennung fossiler Energieträger hat sich der globale Eintrag schwefelhaltiger Gase in die Atmosphäre verdoppelt (Schlesinger, 1997). Der Eingriff in den Stickstoffkreislauf durch Nutzung von Düngemitteln und die Verbrennung fossiler Brennstoffe haben außerdem die Fixierung des atmosphärischen Stickstoffs und damit die Zufuhr in Ökosysteme im Vergleich zu natürlichen Einträgen um das Doppelte erhöht. Zwei Drittel der globalen Stickoxid- und Ammoniakemissionen sind auf den Menschen zurückzuführen (Vitousek et al., 1997) und verursachen Stickstoffeinträge in zahlreichen Regionen der Welt, wodurch Verschiebungen im Artenspektrum und Veränderungen der naturnahen Ökosysteme ausgelöst werden. Beispielsweise verstärkt sich das Wachstum der Wälder in den mittleren Breiten der Nordhemisphäre. In Verbindung mit der Versauerung kann es zu einer Beeinträchtigung der Nährstoffverfügbarkeit kommen und über Funktionsstörungen in den Ökosystemen zu einem Verlust an Biodiversität führen (Vitousek et al., 1997; WBGU, 1999a). Schließlich erhöht sich die globale Konzentration des Treibhausgases Distickstoffoxid in der Atmosphäre, dem nach Wasserdampf, Kohlendioxid und Ozon viertwichtigsten Treibhausgas.

Durch Emission von Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung in der Troposphäre (NO_x, CO) erhöht der Mensch in dieser wetterbestimmenden Schicht der Atmosphäre die Ozonkonzentration. Ozon ist eine Schlüsselverbindung in den biogeochemischen Kreisläufen: Ozon und das daraus gebildete Hydroxylradikal (OH^-) oxidieren viele der biogenen Spurengase (Schlesinger, 1997), allerdings ist Ozon auch das drittwichtigste Treibhausgas.

Der Mensch greift mit weiteren Stoffen, etwa den FCKW und Halonen, in die biogeochemischen Kreisläufe ein. Diese Stoffe lösen den Abbau des stratosphärischen Ozons aus, das dort eine Schutzschicht gegen für die Biosphäre gefährliche UV-B-Strahlung bildet. Die erhöhte UV-B-Strahlung mindert etwa die Planktonproduktion in antarktischen Gewässern, spekuliert wird auch über ihre Beteiligung bei der weltweit beobachteten Abnahme der Fortpflanzungsfähigkeit von Amphibien (Schlesinger, 1997). Andere chemische Substanzen sind sehr wirksame und langlebige Treibhausgase (HFC, PFC, SF_6). Auch die Emission einer Vielzahl persistenter organischer Schadstoffe stellt inzwischen ein globales Risiko für die Biosphäre dar. Der Beirat hat es als Beispiel für den Risikotyp Pandora beschrieben (WBGU, 1999a).

Eingriffe in den globalen Wasserkreislauf

Die Hälfte des jährlich verfügbaren Frischwassers wird vom Menschen direkt oder indirekt genutzt, der größte Teil davon in der Landwirtschaft (WBGU, 1998a). Etwa 6% der globalen Abflüsse verdunsten aufgrund menschlicher Eingriffe, z. B. aus Bewässerungslandwirtschaft oder Stauseen (Vitousek et al., 1997). Die weltweite Süßwasserkrise hat der Beirat ausführlich untersucht und Empfehlungen zu einem nachhaltigen Umgang mit Wasser gegeben (WBGU, 1998a). Direkte Eingriffe in die Biosphäre verändern auf regionaler Ebene den Wasserkreislauf und das Klimamuster, so daß sich wiederum negative Bedingungen für die Biosphäre ergeben können. So bewirkt z. B. die Zerstörung der küstennahen Wälder in Westafrika eine geringere Verdunstung aus diesen Gebieten und einen spürbaren Rückgang der Niederschläge in den nördlich gelegenen Sahel-Regionen. Nach einer solchen Unterbrechung des Ferntransports von äquatorialen, feuchten Luftmassen ist der gesamte regionale Wasserkreislauf modifiziert, und die Ökosysteme werden desertifikationsgefährdet (Nicholson et al., 1998).

Es wird erwartet, daß mit der globalen Klimaänderung die Intensität des Wasserkreislaufs zunimmt (IPCC, 1996b), sich also Niederschlag und Verdunstung, vielleicht auch die Abflüsse global verstärken. Allerdings wird es von Region zu Region sehr unterschiedliche Auswirkungen auf den Wasserkreislauf geben. Während einige Regionen laut Klimaszenarien mehr Niederschlag erhalten, vermindert er sich in Regionen wie z. B. großen Teilen Brasiliens, Südwestafrikas, West- und Nordaustraliens sowie Südeuropas. Mit Hilfe eines von den meisten Wissenschaftlern anerkannten, aber mit großen Unsicherheiten behafteten Verfahrens wird geschätzt, daß die Klimaerwärmung in den letzten 100 Jahren zu einer thermischen Ausdehnung des Ozeanwassers, zu einem Abschmelzen von Gletschern und zu einem globalen Meeresspiegelanstieg um 18 cm (mit einer Ungewißheit von 10–25 cm) geführt hat (Warrick et al., 1996). Für die kommenden 100 Jahre wird ein weiterer Anstieg erwartet. Wegen der großen thermischen Trägheit der Ozeane kann der Meeresspiegel aber in weiteren Jahrhunderten selbst dann ansteigen, wenn vorher eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen gelingen sollte.

Eingriffe in den Kohlenstoffkreislauf

Durch die Verbrennung fossiler Energieträger, insbesondere in den Industrie- und Schwellenländern, und die Zerstörung von Wäldern hat der Mensch die Konzentration von Kohlendioxid in der Atmosphäre in nur etwa 100 Jahren um 30% erhöht. Zusammen mit der emissionsbedingten Erhöhung der Konzentration anderer Treibhausgase (Methan, Lachgas, FCKW, Schwefelhexafluorid), ergibt sich mit 95%iger Sicherheit eine anthropogene, globale Erwärmung der bodennahen Luftschicht seit 1860 um einen gemittelten Wert von ca. 0,8 °C (Hegerl et al., 1994; IPCC, 1996a). Den größten Anteil an den anthropogenen Emissionen von Kohlendioxid (7,1 Gt C $Jahr^{-1}$ in den 80er Jahren) hat die Verbrennung fossiler Energieträger, dann folgt mit 1,6 Gt C $Jahr^{-1}$ die Entwaldung in den Tropen. Nur etwa die Hälfte dieser Emissionen verbleibt derzeit in der Atmosphäre, ein Viertel gelangt in den Ozean und ein Viertel nach derzeitigem Wissensstand in die terrestrische Biosphäre. Während die ozeanische Aufnahme von etwa 2 Gt C $Jahr^{-1}$ gut durch verschiedene Modellstudien und Beobachtungen gesichert ist, kann nur ein geringer Teil der vermuteten terrestrischen Senke direkt gemessen werden (Kap. F 3.2 und F 3.3).

F 3.2 Die terrestrische Biosphäre im Globalen Wandel

F 3.2.1 Die terrestrische Biosphäre im Kohlenstoffkreislauf und im Klimasystem

Die terrestrische Biosphäre ist ein wichtiger globaler Kohlenstoffspeicher, könnte einen Teil des atmosphärischen CO_2 binden und erhält deshalb in den Kyoto-Folgeverhandlungen um die Anrechnung von Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung sowie den geplanten Handel mit Kohlenstoffzertifikaten eine zentrale Bedeutung (WBGU, 1998b). Daher werden im folgenden die Zusammenhänge zwischen Biosphäre, globalem Kohlenstoffkreislauf und Atmosphäre erläutert und diskutiert.

Pflanzliche Biomasse und organisches Bodenmaterial enthalten global etwa 2.200 Gt C, mehr als doppelt so viel wie die Atmosphäre (Cao und Woodward, 1998). Der größte Teil dieses Speichers befindet sich im Boden (1.358 Gt C). Wälder enthalten etwa 46% des gesamten terrestrischen Kohlenstoffs, 39% sind allein in den Waldböden und ihrer organischen Auflage gespeichert

(WBGU, 1998b). Die Hälfte des weltweiten Waldkohlenstoffs findet sich in den borealen Wäldern Rußlands, Kanadas und Alaskas, davon 84% in den Böden. Aber auch Grasländer und Feuchtgebiete sind bedeutende Kohlenstoffspeicher. Feuchtgebiete bedecken nur etwa 3–6% der Erdoberfläche, enthalten aber 10–30% des globalen terrestrischen Kohlenstoffs (die Zahlenangaben variieren je nach Definition von Feuchtgebieten; WBGU, 1998b).

Durch die Photosynthese nimmt die terrestrische Biosphäre jährlich etwa 120 Gt Kohlenstoff aus der Atmosphäre auf (Bruttoprimärproduktion, GPP). Doch nur die Hälfte davon wird durch Pflanzenwachstum kurzfristig in der Biomasse gespeichert (Nettoprimärproduktion, NPP), die andere Hälfte wird durch den Betriebsstoffwechsel der Pflanze sofort wieder veratmet. Der Großteil der NPP wird durch Bodenorganismen abgebaut, wobei der gebundene Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre gelangt. Die verbleibenden rund 5% der GPP machen die eigentliche Nettoaufnahme von Kohlenstoff durch ein Ökosystem aus (Netto-Ökosystemproduktivität, NEP). Bei einer Abschätzung der globalen NEP unter Zuhilfenahme eines Biommodells (Kasten F 2.1-1) ergab sich eine saisonale Schwankung zwischen -0,6 Gt C (Oktober) und 1,5 Gt C (Juli) (Cao und Woodward, 1998). Natürliche Störungen wie Feuer und auch menschliche Eingriffe (z. B. Holzernte) entziehen den Ökosystemen Biomasse, was sofort oder zeitversetzt (etwa wenn Holzprodukte verrotten) wieder zur Abgabe von CO_2 an die Atmosphäre führt. Für Zeitskalen von Jahrzehnten bis Jahrhunderten und auf Biomebene ist die Nettobiomproduktivität (NBP; Schulze und Heimann, 1998) das geeignete Maß für die Kohlenstoffbindung (WBGU, 1998b). Sie macht nur etwa 0,5% der GPP aus: Dies ist der Kohlenstoff, der langfristig über mehrere Jahrhunderte als Holzkohle und im stabilen Humus gespeichert wird. Ein Ökosystem kann über mehrere Jahre eine positive NEP haben, obwohl das Biom, in das das Ökosystem eingebettet ist, über mehrere Jahrzehnte eine negative NBP aufweist, etwa wenn die Feuerhäufigkeit wegen der Erwärmung zunimmt (Schulze und Heimann, 1998). So hat in den borealen Wäldern Kanadas die Photosynthese von 1981–1991 zugenommen (wegen längerer Wachstumsperioden), und die NEP ist in der Wachstumsperiode positiv. Durch Kahlschlag verwandeln sich abgeholzte Flächen von einer C-Senke zu einem C-neutralen System – die NBP nimmt ab. Dagegen besitzen moorige Waldflächen und ältere Waldbestände hohe C-Aufnahmeraten, verdienen also aus globaler Sicht und für die Erhaltung der Regelungsfunktionen im Erdsystem besonderen Schutz. Die borealen Primärwälder Kanadas und Sibiriens mit ihren Mooren und älteren Nadelbaumbeständen zählen dazu (Kap. F 5).

Auf die anthropogenen Veränderungen des Kohlenstoffkreislaufs und des Klimasystems reagiert die Biosphäre mit noch unzureichend bekannten, positiven und negativen Rückkopplungen. Zahlreiche Untersuchungen und Forschungsprogramme (z. B. IGBP) ermitteln zur Zeit die Wechselwirkungen zwischen globalem Kohlenstoffkreislauf, Klimaänderung und Biosphäre. Die erhöhte Kohlendioxidkonzentration führt zu einer erhöhten Photosynthese („CO_2-Düngung“) und auch zu einer verbesserten Wasserverfügbarkeit. Dies stellt eine negative Rückkopplung und eine Abschwächung der Erderwärmung dar, wobei die Senkenwirkung der terrestrischen Biosphäre vergrößert wird. Auch die wegen der Klimaänderung verlängerte Vegetationszeit kann die NPP erhöhen. Diese führt jedoch nicht notwendigerweise zu einer erhöhten Kohlenstoffaufnahme (Houghton et al., 1998). Die Deposition von Stickstoff in stickstofflimitierten Ökosystemen erhöht zusätzlich die NPP („N-Düngung“), insbesondere in Wäldern der mittleren und hohen Breiten der Nordhemisphäre. Andererseits steigt mit der Erwärmung auch die Atmung, wobei Kohlendioxid wieder in die Atmosphäre freigesetzt wird.

Positive und negative Rückkopplungen sowie Wechselwirkungen mit anderen Kreisläufen wirken auf unterschiedlichen Zeitskalen und sind nicht linear (Houghton et al., 1998; Woodwell et al., 1998). Während die CO_2-Düngung sofort wirksam wird, reagiert die heterotrophe Atmung (durch Bodenorganismen) mit einer Zeitverschiebung auf höhere Temperatur, Feuchte und Streuqualität. Die CO_2- und N-Düngung zeigen außerdem eine deutliche Sättigung mit zunehmenden Eintrag von Kohlendioxid und Stickstoff, während die erhöhte Atmung zwar mit einer Zeitverzögerung im Vergleich zur Photosynthese einsetzt, aber dann exponentiell mit steigender Temperatur zunimmt (Scholes, 1999; Abb. F 3.2-1).

Neueste Erkenntnisse des IGBP zeigen, daß die CO_2-Düngung bisher möglicherweise überschätzt wurde und deshalb auch in Modellen, die die globalen Quellen und

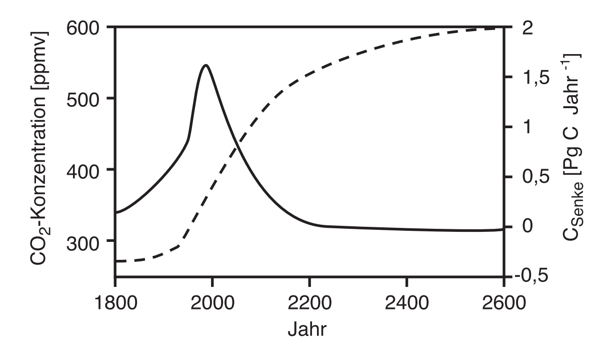


Abbildung F 3.2-1
Langfristiger Zeitverlauf der atmosphärischen CO_2-Konzentration (gestrichelte Linie) und des Senkenverhaltens der Biosphäre (durchgezogene Linie). Das Modell von Scholes gibt eine Stabilisierung der Kohlendioxidkonzentration erst nach mehreren hundert Jahren auf einem Niveau von 600 ppm vor. Zu beachten ist, daß die Verringerung der Kohlenstoffsenke weit vor Erreichen der atmosphärischen CO_2-Gleichgewichtskonzentration einsetzt.
Quelle: Scholes, 1999

Senken der Biosphäre berechnen, zu Fehleinschätzungen führen könnte (Walker et al., 1999). Das schnelle Wachstum junger Bäume bei erhöhter CO_2-Konzentration muß nicht bedeuten, daß die Wälder insgesamt mehr Kohlendioxid aufnehmen (Walker und Steffen, 1997). Häufig berücksichtigen Modelle nur die CO_2-Düngung, nicht aber andere Eingriffe in Wasser- und Nährstoffkreisläufe und veränderte Störungshäufigkeiten. Möglicherweise kann die Klimaänderung zu erhöhter Feuerhäufigkeit führen. Der Einfluß dieser Veränderungen der Ökosystemfunktionen könnte aber den der CO_2-Düngung übertreffen (Walker und Steffen, 1997). Auch die troposphärische Luftverschmutzung hat möglicherweise einen Einfluß auf die CO_2-Aufnahme der Biosphäre: Troposphärisches Ozon reduziert z. B. die Photosynthese und verstärkt die Atmung, bewirkt also eine reduzierte NPP. In diesem Bereich sind noch beträchtliche Forschungsanstrengungen notwendig.

In der globalen Kohlenstoffbilanz für die 80er Jahre ist die terrestrische Biosphäre netto eine Senke: Der Emission von 1,6 (±1,0) Gt C $Jahr^{-1}$ aus Landnutzungsänderungen (vorwiegend in den Tropen) steht eine vermutete Aufnahme von 1,8 (±1,5) Gt C $Jahr^{-1}$ durch die terrestrische Biosphäre gegenüber (Schimel et al., 1996). Aus Forststatistiken schließt man auf eine Aufnahme von 0,5 Gt C $Jahr^{-1}$ durch Wälder der gemäßigten Klimate in der Nordhemisphäre, die nach den Abholzungen zu Beginn des Jahrhunderts heute noch nachwachsen. Daß die restlichen ca. 1,3 Gt C $Jahr^{-1}$ (manchmal noch als „unbekannte Senke" bezeichnet; Houghton et al., 1998; Schindler, 1999) durch andere Prozesse in der terrestrischen oder marinen Biosphäre aufgenommen werden, kann nur indirekt geschlossen werden. Es wird vermutet, daß ein Großteil dieser unbekannten Senke in den Wäldern der Nordhemisphäre lokalisiert ist. CO_2- und N-Düngung werden als verantwortliche Prozesse für die verstärkte pflanzliche C-Aufnahme angegeben. Nadelhoffer et al. (1999) schließen aus Messungen in Europa und Nordamerika, daß die N-Düngung nur eine Senkenwirkung von maximal 0,24 Gt C $Jahr^{-1}$ erklären kann. Damit bleibt weiterhin die Frage offen, welche Prozesse und welche Regionen dafür verantwortlich sind, daß die terrestrische Biosphäre in den 80er Jahren dieses Jahrhunderts offenbar eine C-Senke war (Schindler, 1999).

Es gibt Hinweise darauf, daß ein Teil der bisher nicht lokalisierten terrestrischen Senke in den Tropen zu finden ist: Möglicherweise spielt der tropische Regenwald im Amazonasbecken eine größere Rolle (Phillips et al., 1998). Flußmessungen haben bestätigt, daß die noch verbliebenen Regenwälder im Amazonasbecken möglicherweise ebenso viel Kohlenstoff aufnehmen, wie dort durch Entwaldung verloren geht (Prentice und Lloyd, 1998). Allerdings zeigt diese Aufnahme eine große Variabilität: In El-Niño-Jahren etwa werden diese Ökosysteme wegen der hohen Trockenheit von einer C-Senke zu einer C-Quelle (Tian et al., 1998).

Terrestrische Ökosysteme, die zur Zeit eine C-Senke darstellen, könnten sich in Zukunft in Quellen verwandeln – selbst wenn Landnutzungsänderungen nicht berücksichtigt werden (Cohen et al., 1996; Rapalee et al., 1998). Die zu verzeichnende Erwärmung in Alaska, Kanada und Sibirien hat möglicherweise zu einer reduzierten Kohlenstoffspeicherung in der Tundra geführt (Melillo et al., 1996; Walker et al., 1999). Goulden et al. (1998) haben in den 90er Jahren Verluste von Bodenkohlenstoff aus einem borealen Wald in Kanada gemessen, der damit von einer Senke zu einer Quelle wurde. Die Permafrostböden der borealen Wälder enthalten einen der größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher. Würde dieser erwärmungsbedingt durch Auftauen der Böden freigesetzt, könnte sich die atmosphärische CO_2-Konzentration verdoppeln (Goulden et al., 1998).

F 3.2.2
Szenarien für die Zukunft

Cao und Woodward (1998) untersuchten mit einem terrestrischen biogeochemischen Modell die Veränderung der Kohlenstoffflüsse für die simulierte Klimaänderung im Zeitraum 1861–2070. Sie berechneten einen erheblichen Anstieg in der Kohlenstoffaufnahme durch die terrestrische Biosphäre, aber auch einen späteren Abfall wegen der Sättigung des CO_2-Düngeeffektes und der zunehmenden Atmung durch Bodenorganismen. In den Tropen zeigt sich wegen des reduzierten Niederschlags ein abgeschwächter Effekt der CO_2-Düngung. Biommodelle (Prentice et al., 1992) zeigen, daß bei verdoppelter CO_2-Konzentration in der Atmosphäre eine Verschiebung der Vegetationszonen zu erwarten ist: Die Taiga wandert polwärts, ebenso die temperaten Laubwälder und die warmen immergrünen Wälder. Die tropischen Regenwälder dehnen sich nur wenig in ihrer Fläche aus (Melillo et al., 1996; Kap. F 2).

Je nach Geschwindigkeit der Klimaänderung ist damit zu rechnen, daß einige Ökosysteme schnell aus einer Region verschwinden, weil sie sich nicht an das veränderte Klima anpassen können, daß aber zugleich neue Ökosysteme, die dem neuen Klima angepaßt wären, sich nicht schnell genug entwickeln können. Der Prozeß der Veränderung von Ökosystemstruktur und -funktion wird wahrscheinlich in einer Übergangszeit zu einer Freisetzung eines Kohlendioxidpulses führen, wie auch immer das neue Biom im Gleichgewicht aussehen würde (Walker und Steffen, 1997). Diese Übergangszeit kann mehrere Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte dauern. Wie groß dieser sog. transiente Kohlendioxidpuls wäre, hängt entscheidend von der Geschwindigkeit der Klimaänderung und von der Wanderungsgeschwindigkeit der Ökosysteme ab. Als obere Grenze der Abschätzung kann man die Modellergebnisse von Smith und Shugart (1993) ansehen, wonach bei einer Verdopplung der CO_2-Konzentration ca. 200 Gt C von der terrestri-

schen Biosphäre emittiert würden, bis neue Wälder nachgewachsen sind.

Sog. Dynamische Globale Vegetationsmodelle (DGVM) simulieren die Vegetationsdynamik zwischen Jahrzehnten und Jahrhunderten. Sie können deshalb Prozesse berücksichtigen, die mit großer Zeitverzögerung eintreten: veränderte Konkurrenzgleichgewichte, veränderte Störungshäufigkeiten (Feuer, Stürme) oder Wanderungsraten von Arten (Walker et al., 1999). Ein Beispiel sind Simulationen mit dem Vegetationsdynamik-Modell HYBRID mit Berücksichtigung der erhöhten CO_2- und N-Einträge, wonach die Biosphäre bei der erwarteten Klimaänderung zwischen 2000–2050 eine Senke von 2–3 Gt C $Jahr^{-1}$ darstellen könnte, aber von 2050 an zu einer Quelle werden könnte (2 Gt C $Jahr^{-1}$) (White und Friend, 1998).

Diese Szenarien sind allerdings keineswegs als Prognosen zu verstehen; zu groß sind derzeit die Unsicherheiten und Unterschiede zwischen verschiedenen Modellen. Dennoch werden folgende allgemeine Trends mit hoher Wahrscheinlichkeit eintreten (Walker et al., 1999):

- Die Emissionen aus Landnutzungsänderungen und intensivierter Landnutzung werden ansteigen.
- Wenn die Klimaänderung mit gleicher Rate in der 2. Hälfte des nächsten Jahrhunderts anhält, können sich Ökosysteme, die heute eine C-Senke darstellen, in eine C-Quelle verwandeln.
- Die Emission von CO_2 aus Böden kann sich im 21. Jahrhundert mit zunehmender Klimaänderung netto zu einer C-Quelle entwickeln.

F 3.3
Die marine Biosphäre im Kohlenstoffkreislauf und im Klimasystem

F 3.3.1
Wechselwirkungen zwischen mariner Biosphäre, Kohlenstoffkreislauf und Klimasystem

Für Austauschprozesse auf Zeitskalen von Jahrzehnten bis Jahrtausenden bilden die Ozeane bei weitem das größte globale Kohlenstoffreservoir: Sie enthalten schätzungsweise etwa 39.000 Gt gelösten anorganischen Kohlenstoff in verschiedenen chemischen Formen. Hinzu kommen noch etwa 700 Gt organischer Kohlenstoff und etwa 3 Gt Kohlenstoff in den Lebewesen. Bei der genauen Analyse der Wechselwirkungen zwischen mariner Biosphäre, Klimasystem und globalem Kohlenstoffkreislauf sind die Unsicherheiten und Forschungslücken allerdings ebenso groß wie für die terrestrische Biosphäre. Heute nimmt der Ozean ca. 2 Gt C $Jahr^{-1}$, also etwa 1/4 der anthropogenen Emissionen, auf. Die Aufnahmefähigkeit ist dadurch begrenzt, daß das Karbonatsystem im Meerwasser den Kohlendioxidgehalt puffert und dadurch die effektive Reservoirgröße des Ozeans auf ein 1/10 (etwa 3.900 Gt C) reduziert. Außerdem kann auf kurzen Zeitskalen von mehreren Jahren nur die Oberflächenschicht des Ozeans Kohlendioxid aufnehmen (Denman et al., 1996).

Der größte Teil des Ozeans wird in Zeiträumen von 500 bis 1.000 Jahren durch die globale sog. thermohaline Ozeanzirkulation durchmischt. Dabei gelangt vor allem im Nordatlantik kaltes und kohlendioxidreiches Oberflächenwasser in die Tiefe („physikalische Pumpe“). Eine Abschwächung oder gar ein Zusammenbruch der thermohalinen Zirkulation, der bei Überschreiten von kritischen (noch nicht im Detail bekannten) Schwellenwerten der globalen Erwärmung möglich ist, kann die Wirkung der physikalischen Kohlenstoffpumpe beeinträchtigen (Stocker und Schmittner, 1997; WBGU, 1999a).

Die marine Biosphäre spielt eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Ohne sie wäre die atmosphärische Konzentration selbst im vorindustriellen Gleichgewicht nahezu doppelt so hoch gewesen (Maier-Reimer et al., 1996). Das Phytoplankton nimmt in der oberen, lichtdurchfluteten Schicht des Ozeans Kohlenstoff auf und produziert damit Biomasse. Ein Teil des so gebundenen Kohlenstoffs gelangt direkt oder indirekt über das Zooplankton in tiefere Wasserschichten und wird dort abgebaut und gelöst. Nur ein geringer Teil wird in Sedimenten abgelagert. Dieser Kohlenstofftransport von der Oberfläche in die Tiefe wird als biologische Kohlenstoffpumpe bezeichnet. Kalkbildende Organismen binden zudem Kohlenstoff in Form von Kalziumkarbonat, das mit den Schalen ebenfalls in die Tiefe transportiert wird (Kalziumkarbonat-Pumpe). Die Produktion von Kalziumkarbonat ist allerdings mit der Freisetzung von Kohlendioxid in der Oberflächenschicht verbunden (Wolf-Gladrow, 1994; Wolf-Gladrow et al., 1999).

Wegen der Nährstofflimitierung der marinen Biosphäre ist ihre Aufnahmefähigkeit für zusätzlichen anorganischen Kohlenstoff begrenzt. Zusammen mit dem Puffereffekt des Karbonatsystems erklärt dies, warum die biologische Pumpe nicht direkt durch die erhöhte CO_2-Konzentration in der Atmosphäre verändert wird. Zwar gibt es Hinweise auf eine erhöhte Photosyntheserate des Phytoplanktons (Riebesell et al., 1993; Wolf-Gladrow et al., 1999), dies führt jedoch aufgrund der Nährstofflimitierung nicht eindeutig zu einer erhöhten Kohlenstoffaufnahme. Dennoch kann eine erhöhte Photosyntheserate zusammen mit nichtlinearen Prozessen wie einer Entkopplung vom Zooplankton und einer physikalischen Aggregation des Phytoplanktons zu einer Zunahme der Kohlenstoffaufnahme in der Oberflächenschicht des Ozeans führen (Wolf-Gladrow, 1994; Wolf-Gladrow et al., 1999). Auch das möglicherweise veränderte Verhältnis zwischen Kohlenstoff- und Nährstoffaufnahme sowie die mögliche reduzierte Kalziumkarbonat-Produktion, die für erhöhte CO_2-Konzentra-

tionen beobachtet wurde, können die Kohlendioxidaufnahme erhöhen (Wolf-Gladrow et al., 1999).

Die Phytoplanktonproduktion im Südlichen Ozean ist vermutlich eisenlimitiert, ähnlich wie in anderen Regionen, z. B. dem subarktischen Nordpazifik, östlichen Äquatorialpazifik und Südpazifik (Behrenfeld und Kolber, 1999). Deshalb wurde von Martin (1990) vorgeschlagen, diese Regionen mit Eisen zu düngen, um die CO_2-Aufnahme durch die Ozeane zu steigern. Allerdings ist unklar, ob das Nahrungsnetz so anspricht wie erwartet, welche Mengen notwendig wären und wie das gekoppelte Atmosphäre-Ozean-System letztlich darauf reagiert. Erste experimentelle Ergebnisse zeigen zwar einen Effekt auf die marinen Ökosysteme (Steigerung der Produktivität und der Chlorophyll-Konzentration), nicht aber auf die CO_2-Konzentration (Denman et al., 1996). Modellergebnisse zeigen, daß die atmosphärische CO_2-Konzentration nach 100 Jahren Eisendüngung um maximal 10% der für 2100 erwarteten Konzentration verringert werden könnte. Das IPCC (1996a) sieht deshalb in der Eisendüngung vermutlich keine geeignete Maßnahme zum Klimaschutz. Zur Zeit werden allerdings noch umfassende *In-situ*-Experimente durchgeführt (Coale et al. 1998; Kap. F 5).

F 3.3.2
Szenarien für die Zukunft

Gekoppelte Atmosphäre-Ozean-Modelle, die für Projektionen der Klimaänderung verwendet werden, enthalten bisher nur sehr einfache Darstellungen der marinen biogeochemischen und biogeophysischen Prozesse. Die für die IPCC-Stabilisierungsszenarien verwendeten Kohlenstoff-Kreislauf-Modelle gehen von der Annahme aus, daß die Ozeanströmungen und die biologische Pumpe unverändert bleiben (IPCC, 1996a). Sarmiento et al. (1998) berechnen mit einem gekoppelten Atmosphäre-Ozean-Zirkulationsmodell, daß sich die heutige Kohlenstoffsenke im südlichen Ozean in nur wenigen Dekaden stark ändern kann: Verstärkter Niederschlag kann zu einer stärkeren Schichtung führen, so daß weniger Kohlenstoff in die Tiefe transportiert wird und weniger Wärme vom Ozean an die Atmosphäre abgegeben wird. Beides kann eine reduzierte CO_2-Aufnahme durch den Ozean bewirken. Diese Untersuchung zeigt, daß eine verbesserte Modellierung der marinen biologischen Prozesse notwendig ist, um die Veränderung der biologischen Pumpe einzuschätzen (Schimel, 1998). Arrigo et al. (1999) zeigen, daß die biologische Pumpe bei stärkerer Schichtung im Rossmeer (im südlichen Ozean) abgeschwächt wird, weil sich die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons verändert. Damit könnte die CO_2-Aufnahme des Ozeans ebenfalls verringert werden, eine positive Rückkopplung, die in bisherigen Szenarien nicht berücksichtigt wurde. Wegen des kritischen und nur unzureichend bekannten Einflusses des Phytoplanktons auf die künftige CO_2-Aufnahmefähigkeit des Ozeans bleiben weitere Untersuchungen zu den Wechselwirkungen zwischen Kohlenstoffkreislauf, Klimawandel und mariner Biosphäre unerläßlich.

F 3.4
Forschungsbedarf

In den IPCC-Stabilisierungsszenarien (IPCC, 1996a) sind Annahmen bezüglich der terrestrischen und marinen Biosphäre sowie der Ozeanströmungen getroffen worden, die zwar immer noch hochaktuell sind und politisch-praktische Relevanz in der Klimarahmenkonvention erlangen konnten, aber inzwischen ergänzt worden sind. Vor allem wurden die Komplexität und die Vielfalt der Rückkopplungen zwischen Atmosphäre, Organismen, Böden und anorganischen Stoffen weiter spezifiziert, die damit verbundenen Unsicherheiten über den Kohlenstoffkreislauf auf globaler Ebene besser abgeschätzt und neue Berechnungsgrundlagen für Szenarien geschaffen. Erst die Entwicklung weiterer Modelle hatte es erlaubt, ein Verständnis für die ökologischen Prozesse auf der globalen Skala zu entwickeln und somit die Reaktion der Ökosysteme auf klimatischen Veränderungen und auf erhöhte CO_2-Konzentrationen hinreichend zuverlässig zu prognostizieren. Zur Zeit besteht in nahezu allen Einzelfragen der biosphärischen C-Aufnahme weiterer Forschungsbedarf, aber es gilt als allgemein anerkannt, daß ältere Wälder, Moore und Feuchtgebiete aus globaler Sicht einen besonderen Schutz verdienen.

Für die Kyoto-Folgeverhandlungen und die Anrechnung biologischer Senken dürfte die genauere Bestimmung der Aufnahmekapazität einzelner terrestrischer Ökosystemtypen, wie sie zur Zeit in mehreren Forschungsprojekten vorgesehen ist, von hoher Bedeutung sein. Ebenfalls vordringlich ist die Klärung des Verhaltens der Vegetationsgemeinschaften und der Böden einzelner geographischer Zonen im Falle einer zukünftigen Erwärmung. Ob die Organismen im Meer künftig eine noch größere Rolle als C-Reservoir spielen und in welcher Region sie eventuell durch Düngung beeinflußt werden könnten und sollten, wird Aufgabe weiterer Erdsystemanalysen bleiben. Bevor an einem in dieser Hinsicht effektiven Erdsystemmanagement gearbeitet werden kann, wären hier genauere naturwissenschaftliche Ergebnisse abzuwarten und vor allem ihre Verbindung mit sozioökonomischen und politisch-institutionellen Erkenntnissen zu bewerten. Daß die Länder ihrer in Kyoto eingegangenen Reduktionsverpflichtungen auf der CO_2-Emissionsseite dennoch nachkommen müssen, bleibt für sie und für die globale Umwelt eine essentielle Notwendigkeit im Sinn der Risikominderung.

Anthropogene Klimaänderung: Folgen für Ökosysteme und Arten F 4

Für die Biosphäre stellen menschliche Aktivitäten wie Ökosystemkonversionen und Landschaftsfragmentierungen, nichtstandortgerechte Bewirtschaftungsmethoden sowie die Etablierung nichtheimischer Arten *direkte*, lokale Eingriffe mit globalen Konsequenzen dar (Kap. C, E). Der Mensch kann auch durch *indirekte* Einflüsse wie die Veränderung der atmosphärischen Zusammensetzung und damit des Klimas die Artenvielfalt und die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen gefährden sowie die Verbreitung von Biomen global und regional modifizieren. Die indirekten Folgen der Klimaveränderung für die Biosphäre sind bei den internationalen politischen Verhandlungen der CBD und der UNFCCC bisher nur wenig beachtet worden (Markham, 1996). Inzwischen hat sich in der internationalen Klimafolgenforschung eine Untersuchungsrichtung etabliert, die diese Effekte näher quantifiziert. Insbesondere die für Agrar- und Forstwirtschaft relevanten Klimaeinflüsse sind durch Freilandexperimente und Modelle recht zuverlässig ermittelt worden (McGuire et al., 1995; Peterson et al., 1999). Demnach gilt es als sicher, daß Ökosysteme sehr viel langsamer als das Klima ein neues Gleichgewichtsstadium erreichen werden, was ihr Leistungspotential für die Menschen erheblich schmälern kann (Melillo et al., 1996). Ferner gibt es Erkenntnisse über die Reaktionen einzelner natürlicher Ökosysteme und Pflanzenarten in bestimmten Regionen (Markham, 1998). Nicht geklärt ist hingegen, ob die Biodiversität aufgrund des zu langsamen Wanderungsverhaltens einiger Arten abnehmen wird (IPCC, 1996b). Weitere Untersuchungen sind auch über langfristige Einflüsse auf globaler Skala notwendig, wie z. B. die potentiellen und realen Verschiebungen von Biomgrenzen, wobei hier zunächst auf Modellexperimente zurückgegriffen wird (Claussen und Cramer, 1998). Daher sind die meisten Ergebnisse der IPCC-Arbeitsgruppe II, die den gegenwärtigen Stand des Wissens über Klimafolgen darstellt und bewertet, sehr vorsichtig formuliert (IPCC, 1996b). Die Tatsache, daß keine Experimente über langfristige Veränderungen der Biosphäre durchgeführt werden können, erzwingt die Anwendung von Modellen und erlaubt weniger zuverlässige Schlußfolgerungen als bei Freiland-Experimenten.

F 4.1
Reaktionen von Ökosystemen auf globale Klimaveränderungen

Ökosysteme und Arten reagieren direkt auf veränderte Klimabedingungen und auf erhöhte Kohlendioxidkonzentrationen. Auch der Rückgang des stratosphärischen Ozons, die Säuredeposition und Immissionen von Staubpartikeln und verschiedenen Luftschadstoffen haben Folgen für die Biodiversität (MacIver, 1998). Veränderte Klimaeigenschaften (wie mittlere Temperatur, Minimum- oder Maximumtemperatur, Niederschlag, Anzahl warmer oder frostfreier Tage) haben bei Pflanzen direkte physiologische Auswirkungen, modifizieren die Länge der Vegetationsperiode und führen zu einer veränderten Konkurrenzfähigkeit einzelner Arten.

Pflanzenwachstum und Kohlendioxidkonzentrationen

Ein Beispiel für Strukturveränderungen in Ökosystemen sind die Verschiebungen in der Ausbreitung von C_3- und C_4-Pflanzen in den Savannen und Steppenzonen angesichts höherer atmosphärischer Kohlendioxidwerte. Sie sind ein gut untersuchtes Beispiel der Klimafolgen für natürliche Ökosysteme, Land- und Forstwirtschaft (Hörmann und Chmielewski 1998). C_3- und C_4-Pflanzen unterscheiden sich durch biochemische Reaktionen während der Photosynthese und durch ihre natürliche biogeographische Verbreitung. Eine Erwärmung erhöht zwar die Vorteile für C_4-Pflanzen, die bei Temperaturen über 22 °C das Licht effizienter für die Photosynthese nutzen. Allerdings steigt dieser Temperaturschwellenwert mit steigender CO_2-Konzentration, was wiederum das Konkurrenzgleichgewicht zugunsten von C_3-Pflanzen verschiebt (Melillo et al., 1996). Zudem begünstigt eine erhöhte Kohlendioxidkonzentration laut experimenteller Beobachtung die Photosynthese und das Wachstum von C_3-Pflanzen (Kirschbaum et al., 1998). Dieser Effekt läßt sich aber im Freiland nicht nachweisen, weil komplexe Wechselwirkungen auftreten (Hörmann und Chmielewski, 1998). In Präriegebieten lassen sich dennoch veränderte Artenzusammensetzungen beobachten. Es wurde z. B. festgestellt, daß die Häufigkeit von Büffelgras (einer C_4-Pflanze) in der Kurzgrassteppe Colorados (USA) mit steigender Tagesminimumtemperatur abnimmt, während einheimische und eingeschlepp-

te Pflanzen (C_3-Pflanzen) in ihrer Häufigkeit zunahmen (Alward et al., 1999). Büffelgras ist ein sehr produktives, trockenheitsresistentes Gras und stellt eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Rinder dieser Region dar (Melillo, 1999). Da aber im Freiland der Einfluß des Kohlendioxids nicht isoliert von allen anderen Faktoren analysiert werden kann, sind diese Erkenntnisse noch nicht zu verallgemeinern. Dennoch werden sich, so das Ergebnis mehrerer Studien, die meisten Prairie- und Savannengebiete der Erde weiter ausbreiten. Zudem wird die Artenverschiebung in den Gräsergemeinschaften eher eine Verschlechterung der Futtererträge nach sich ziehen und somit eine Abwanderung der landwirtschaftlichen Betriebe in günstigere Gebiete verursachen (Allen-Diaz et al., 1996).

Die unterschiedlichen Auswirkungen einer Erhöhung der CO_2-Konzentration für Pflanzenarten betreffen auch Nutzpflanzen. Wichtige Feldfrüchte sind C_3-Pflanzen (Weizen, Reis, Sojabohne). Im Experiment ermöglichte eine Verdopplung der Kohlendioxidkonzentration zwar eine Ertragsteigerung von ca. 50% (Nisbet, 1994), im Freiland müssen diese Ergebnisse aber sicherlich wegen zahlreicher weiterer Faktoren modifiziert werden. Hinzu kommt die erwärmungsbedingte Verschiebung der Nordgrenze der Anbauzonen (z. B. Weizen um ca. 500 km), so daß für die Länder des Nordens eine deutliche Begünstigung festzustellen ist. Hingegen sind wichtige traditionelle Kulturpflanzen der Entwicklungsländer (Mais, Zuckerrohr, Sorghum und Hirse) C_4-Pflanzen und dürften nur geringe Ertragssteigerungen aufweisen. Bei unveränderten sozioökonomischen und politischen Rahmenbedingungen ist daher mit einer weiteren Verstärkung des globalen Ungleichgewichts in der Versorgung mit Nahrungsmitteln zu rechnen (Hörmann und Chmielewski, 1998).

Kohlendioxidanstieg und Artenwanderung

Das Ziel der Klimarahmenkonvention ist eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen auf einem ungefährlichen Niveau. Erreicht werden soll dieses Ziel „innerhalb eines Zeitraums, der ausreicht, damit sich die Ökosysteme auf natürliche Weise den Klimaänderungen anpassen können“ (Art. 2 FCCC). Bei der zur Zeit geschätzten Erwärmung von 1,5–3,5 °C in den nächsten 100 Jahren würden sich die Klima- und Vegetationszonen 1,5–5,5 km $Jahr^{-1}$ polwärts bzw. 1,5–5,5 m $Jahr^{-1}$ in die Höhe verschieben und eine Artenwanderung in gleichen Größenordnungen verursachen (Kirschbaum und Fischlin, 1996). Die realen Vegetationszonen werden sich aber aufgrund der regional sehr unterschiedlich ausfallenden Veränderungen in den Temperatur- und Niederschlagsmustern in manchen Gebieten sehr weit, in anderen Regionen der Erde nur wenig verschieben. Eine Reihe von Untersuchungen über vergangene Klimaänderungen zeigen, daß bei Bäumen Wanderungsgeschwindigkeiten von 40–500 m $Jahr^{-1}$ durchaus realisiert wurden, in Extremfällen wie bei der Silberfichte sogar 1.000–2.000 m $Jahr^{-1}$ (Kirschbaum und Fischlin, 1996). Die meisten Arten könnten sich aber wohl an eine Klimaänderungsrate von mehr als 0,1 °C pro Dekade nicht anpassen. Zwar können Samen durch starke Winde weit transportiert werden und einzelne Pionierpflanzen sich schnell in einer neuen Umgebung etablieren. Selbst Barrieren wie die Ostsee oder die Great Lakes konnten überwunden werden (Walker und Steffen, 1997). Die effektive Wanderungsgeschwindigkeit ist allerdings sehr viel geringer als die potentielle, da die Überlebensrate der Keimlinge und nicht die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Samen der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist (Howe und Westley, 1997). Paläostudien und Modellsimulationen zeigen, daß viele Pflanzenarten durch natürliche Landschaften schnell migrieren können, schnell genug, um mit projizierten Klimaänderungen Schritt zu halten (Walker und Steffen, 1997). Hemmend wirkt sich aber die Fragmentierung und die mangelnde Vernetzung von Ökosystemen auf die Wanderungsgeschwindigkeiten aus. Gut möglich ist, daß gerade die unerwünschten, opportunistischen Arten auch schnell migrieren können (Pitelka et al., 1997). Vor allem für große Säugetiere stellt die Fragmentierung ein großes Hindernis gegen eine mögliche Wanderung dar, zumal für eine erfolgreiche Migration viele „Wanderungsversuche“ notwendig sind (Walker und Steffen, 1997). Isolierte Schutzgebiete können sich zudem in „Fallen“ verwandeln (Myers, 1993), vor allem wenn die Landschaft nicht gebirgig ist, so daß ein Ausweichen in höhere Lagen unmöglich wird. Eine Modelluntersuchung für Bergwälder in der Schweiz (Kienast et al., 1998) ergab, daß etwa 40–50% der geschützten Gebiete bei einer Erwärmung um etwa 1–1,4 °C in ihrer Artenausstattung erhalten bleiben würden, da sie hinreichende Höhenunterschiede enthalten. Bei einer Erwärmung von mehr als 2 °C könnten nur noch 20-30% der Schutzgebiete eine solche Migration innerhalb ihrer Grenzen gewährleisten. Um eine Isolierung wertvoller Schutzgebiete zu verhindern, sollten deshalb für Fauna und Flora Migrationskorridore eingerichtet werden (Kap. E 3.3.2.4).

Dennoch bleibt angesichts des weitgehend hypothetischen Wissens über den Einfluß der Klimaänderung auf das Wanderungsverhalten von Arten Skepsis über den Stand der Ergebnisse angebracht. Die Prognosemethoden zur Ermittlung künftiger Artenverteilungen, nachdem es zu einer Erwärmung und einem CO_2-Anstieg in den bodennahen Luftschichten gekommen ist, bleiben relativ unsicher (Davis et al., 1998). Um die Dynamik der Populationen besser zu prognostizieren, wird vorgeschlagen, nicht nur Klimaparameter, sondern auch Interaktionen zwischen Arten und deren räumliche Streuung in den Modellen näher zu berücksichtigen. Diese Forschungsrichtung sollte aufgrund ihres interdisziplinären Charakters stärker ausgebaut werden. Nach heutigem Wissensstand sind Verallgemeinerungen über *globale* Reaktionen der Vegetation auf erhöhte CO_2-Konzentrationen und geändertes Klima nicht möglich (Kirschbaum et al., 1998). Hingegen können Aussagen

zum Wachstums- und Reaktionsverhalten *einzelner* Ökosysteme getroffen werden, wenngleich hier auf der Grundlage noch nicht zuverlässiger Prognosen über die regionale Ausprägung der Erderwärmung gearbeitet werden muß (Graßl, 1999).

F 4.2 Auswirkungen der globalen Klimaänderung auf einzelne Ökosysteme

Für die politischen Entscheidungsprozesse der Klimarahmenkonvention sind genaue Kenntnisse über die Empfindlichkeit bestimmter Ökosysteme und Agrarregionen vor allem deshalb relevant, weil sich damit bessere regionale Strategien zur Umsetzung der Konvention entwickeln lassen. Zudem bleiben für die globale Ernährungssicherheit, für Forstwirtschaft, Fischerei und nicht zuletzt für den Biosphärenschutz quantitative Ergebnisse über „Effekte" des Klimawandels auf Ökosysteme unerläßlich. Von den verschiedenen IPCC-Arbeitsgruppen stammen daher detailreiche Analysen über die Auswirkungen einer globalen Klimaänderung auf Wälder, Grasländer, Wüsten und Bergregionen, Seen und Flüsse, Feuchtgebiete, Küsten und Ozeane (IPCC, 1996b). Tab. F 4.2-1 zeigt einen Überblick dieser Auswirkungen für ausgewählte Ökosysteme.

F 4.2.1 Wälder

Die potentiellen Folgen globaler Umweltveränderungen werden für die rund 4 Mrd. ha Wald- und Buschlandökosysteme der Erde aufgrund ihrer verschiedenen Reaktionen auf Temperatur- und CO_2-Änderungen unterschiedlich ausfallen (Enquête-Kommission, 1994; Kap. G 4.1). Die sicherste, für alle Wälder gemeinsame Klimafolge ist die Verschiebung der Waldgrenzen polwärts (Kirschbaum und Fischlin, 1996; Neilson und Drapek, 1998). Dabei wird auf der Nordhalbkugel das Wachstum an der Nordgrenze der Wälder voraussichtlich so langsam sein, daß sie die Verluste an der Südgrenze nicht kompensieren werden. Somit könnte sich in der Bilanz die Kohlenstoffaufnahme der Wälder reduzieren (Hörmann und Schmielewski, 1998). Insbesondere über die Reaktionen tropischer und borealer Wälder wurden seit dem umfassenden Bericht der Enquête-Kommission „-Schutz der Erdatmosphäre" zahlreiche Forschungsvorhaben durchgeführt und genauere Erkenntnisse gewonnen (Enquête-Kommission, 1994). Über die Klimafolgen für Funktionen, die Wälder generell für den Menschen übernehmen (Holzproduktion, Naturschutz, Wasserschutz, Jagd und Freizeit) sind aufgrund geringer Marktkonformität und hoher Komplexität bisher noch keine globalen Erkenntnisse gewonnen worden (Solomon, 1996).

Tropische Waldökosysteme

Tropische Wälder werden aufgrund vergleichsweise wenig geänderter Temperaturen und erhöhter Kohlendioxidgehalte zwar potentiell höhere Wachstumsraten aufweisen, aber durch limitierende Faktoren in der geänderten Chemie tropischer Waldböden und im Wasserhaushalt nur eine geringe reale Zunahme ihrer Nettoprimärproduktion zeigen (Silver, 1998). Insbesondere die Limitierung durch den Nährstoff Phosphor muß nach den Aussagen von Silver (1998) weiter erforscht werden, damit die strukturellen und funktionalen Reaktionen des Ökosystems tropischer Regenwald und die Veränderungen in den globalen biogeochemischen Kreisläufen besser verstanden werden. Weitere erwärmungsbedingte Effekte werden noch erwartet, insbesondere das stärkere Auftreten von Trockenperioden aufgrund des El-Niño-Phänomens und damit verbunden häufigere Feuer sowie schwere tropische Wirbelstürme mit ihren lokal bedeutsamen Folgen für Forstwirtschaft und Biodiversität. Tropische Wälder werden signifikante Veränderungen in der Artenzusammensetzung aufgrund geänderter Niederschlagsmuster und stärkerer Trockenheit erfahren, die möglicherweise in den exponierten Ökosystemen zum weiteren Artensterben führen werden (Markham, 1998). Dabei wirken sich Fragmentierung durch nicht standortgerechte forstwirtschaftliche Methoden (Kahlschlag, Monokultur usw.) und weitere direkte menschliche Einflüsse (Konversion, Straßenbau, Besiedlung usw.) negativ auf die Anpassungsfähigkeit aus.

Boreale Waldökosysteme

Boreale Wälder werden in Struktur und Funktion stärker als andere von einer Klimaänderung betroffen, weil die Erwärmung in hohen Breiten voraussichtlich höher ausfallen wird und boreale Wälder empfindlich auf Temperaturveränderungen im Zusammenhang mit erhöhter Kohlendioxidkonzentration reagieren (Beerling, 1999). Sie werden sich in Regionen ausbreiten, die heute von Tundra bedeckt sind, sofern der Grundwasserspiegel nicht zu hoch ist. An den südlichen Rändern ihrer heutigen Ausbreitungsgebiete werden die borealen Wälder von Pionierarten temperater Wälder und vom Grasland verdrängt, weil die Erwärmung voraussichtlich zu mehr Feuern und Insektenbefall führt (Kirschbaum und Fischlin, 1996). Das Anpassungsverhalten borealer Waldökosysteme im globalen Wandel wird insbesondere vor dem Hintergrund der Senkenproblematik im Rahmen des Kyoto-Folgeprozesses diskutiert und erforscht. Dabei hat das Langzeitexperiment CLIMEX in Südnorwegen die Annahmen der wahrscheinlichsten Klimawandel-Szenarien unter realen Bedingungen simuliert und ein Waldgebiet 9 Jahre erhöhten Temperaturen (+3 °C im Sommer und +5 °C im Winter) und erhöhten Kohlendioxidkonzentrationen (560 ppm) ausgesetzt. Im Ergebnis steht sicher fest, daß boreale Waldflächen unter solchen Voraussetzungen zu Netto-Kohlenstoffsenken

Tabelle F 4.2-1
Ausgewähle Untersuchungen der klimatischen Einflüsse auf empfindliche Ökosysteme.
Quelle: Markham, 1996; IPCC, 1996b

Ökosystemtyp	Klimatische Schlüsselvariable	Ökologische Wirkung	Quelle
Mangroven	• Relative Rate des Meeresspiegelanstiegs • Sturmhäufigkeit und -stärke	• Fehlende Sedimentation	Rose und Hurst, 1991 Markham et al., 1993
Korallenriffe	• Relative Rate des Meeresspiegelanstiegs • Sturmhäufigkeit und -stärke • Oberflächentemperatur des Ozeans	• Ausbleichen • Korallensterben	Rose und Hurst, 1991 Markham et al., 1993
Küstenmarschen	• Relative Rate des Meeresspiegelanstiegs • Sturmhäufigkeit und -stärke	• Wandel in der Struktur der Pflanzengemeinschaften	Rose und Hurst, 1991 Markham et al., 1993
„Flache“ Inseln	• Relative Rate des Meeresspiegelanstiegs • Sturmhäufigkeit und -stärke	• Versalzung	UNEP und WMO, 1992
Aride und semiaride Gebiete	• Niederschlagsmuster • Winterminima	• Rückgang frostempfindlicher Arten	UNEP und WMO, 1992
Tropische Bergwälder	• Wolkenbedeckung und Sonnenscheindauer • Orkanhäufigkeit und -stärke • Trockenheitshäufigkeit	• Reduzierte Biomasse • Abnahme der Population kommerzieller Baumarten	Markham et al., 1993 Hamilton et al., 1993
Hochmoore	• Mittlere Sommertemperatur • Mittlerer Jahresniederschlag	• Keine Hochmoorbildung	Schouten et al., 1992
Alpine Bergländer	• Mittlere Jahrestemperatur • Schneefall und -schmelze	• Wanderung alpiner Pflanzen in die Höhe	UNEP und WMO, 1992 Markham et al., 1993 Peters und Lovejoy, 1992
Arktis	• Mittlere Jahrestemperatur • Länge der Jahreszeiten • Niederschlag	• Erwärmung gefährdet die Gruppe norwegischer Pflanzen, die eine Januar-Isotherme von <–10 °C benötigen	Chapin und Shaver, 1996 Peters und Lovejoy, 1992
Boreale Wälder	• Mittlere Jahrestemperatur • Feuerhäufigkeit • Sturmhäufigkeit und -stärke	• Nordwärtswanderung der Baumgrenze	Shugart et al., 1992 Peters und Lovejoy, 1992

werden (Beerling, 1999). Diese Berechnung gilt allerdings nur für die Gebiete, in denen sich der boreale Wald trotz Erwärmung halten wird. Eine genaue Darstellung des heutigen Waldbestands und der Bestandsänderungen erfolgt in Kap. G 4.1.

F 4.2.2 Tundraökosysteme

Die bisherige Ausprägungen der Klimaänderungen in arktischen Regionen ist regional unterschiedlich. Gebieten mit Erwärmungstendenz im Winter und Frühjahr (wie Norwegen, Nordwestkanada, Nordrußland, Westsibirien, Jakutien) stehen Gebieten mit deutlicher Abkühlung gegenüber (wie Nordostkanada). Zudem stehen die Ergebnisse der meisten Modellrechnungen noch nicht im Einklang mit den beobachteten Klimadaten (Hansell et al., 1998). Sicher ist: die bisher festgestellte mittlere Erwärmung der recht vielfältigen, sehr empfindlich reagierenden Arktis bewegt sich innerhalb der natürlichen Klimavariabilität (Maxwell, 1997). Mehrere neue Biommodelle prognostizieren einen starken Rückgang der Tundraflächen zugunsten borealer Wälder im Falle einer verdoppelten CO_2-Konzentration (Neilson und Drapek, 1998). Dabei werden nicht nur die lokale Biotopstruktur und der Wasserhaushalt insbesondere in Torfgebieten völlig verändert, es werden vor allem Rückkopplungen auf das globale Klima in Form massiven Auftauens der Permafrostböden und des Freisetzens großer Mengen der Treibhausgase Kohlendioxid und Methan befürchtet, wobei zu dieser Frage widersprüchliche Ergebnisse vorliegen (Siegert und Hubberten, 1998; Kap. F 5). Die indigene Bevölkerung arktischer Regionen (z. B. Inuit, Samen) muß zudem mit Veränderungen in Schnee- und Eisbedeckung sowie neuen Erosionsprozessen rechnen und ihren ohnehin gefährdeten Lebens- und Wirtschaftsstil entsprechend anpassen (Fitzharris, 1996). Chapin und Shaver (1996) haben eine mögliche Veränderung der Artenzusammensetzung der Tundraökosysteme aufgrund erhöhter CO_2-Konzentration und Temperatur experimentell nachgewiesen. Über 9 Jahre wurde über einem Tundraareal in Alaska die mittlere Temperatur um 3,5 ºC erhöht sowie

Beleuchtungsstärke und Nährstoffhaushalt verändert. Dabei nahmen die Populationen der häufigsten Pflanzenarten zu, die Flechten- und Kräuterarten hingegen, die die Nahrungsquelle für Karibus bilden, ab. Das internationale Tundraexperiment konnte eine solch eindeutige Klimafolgenreaktion bisher nicht bestätigen: Das Verhalten langjährig beobachteter Pflanzenarten in Schweden, Kanada und Alaska war individuell unterschiedlich, so daß noch keine allgemeine Schlußfolgerung für das Wachstum und die Biotopzusammensetzung in Tundrengebieten gezogen werden konnte (Henry, 1997).

F 4.2.3
Küstenökosysteme

Besonders empfindlich gegenüber der Klimaänderung sind Küstenökosysteme wie z. B. Mangrovenwälder, Küstenmarschen, Ästuarien und Flußdeltas, Dünensysteme, niedrige Inseln und die unten behandelten Korallenriffe (IPCC, 1996b; Markham et al., 1993). Entscheidend ist dabei die Rate des Meeresspiegelanstiegs sowie die Sturmhäufigkeit und -stärke (Markham et al., 1993). Aber auch die Veränderung der Sedimenttransporte in den Flüssen durch Dammbauten und andere Maßnahmen zum Hochwasserschutz beeinflussen die Küstenökosysteme. Auf längeren Zeitskalen verlaufen Senkungen und Hebungen der Küstenlinie durch geologische Prozesse. Das Mississippi-Delta macht rund 41% der gesamten Küstenfeuchtgebiete der USA aus, in diesem Jahrhundert ging täglich eine Fläche von 40 ha verloren. Klimaszenarien („Business-as-usual") sagen hier für 2100 einen weiteren Verlust von 39% der gegenwärtigen Fläche voraus (Reid und Trexler, 1991). Damit sind zahlreiche Tier- und Pflanzenarten gefährdet und gleichzeitig geht eine effektive CO_2-Senke verloren.

Mangroven bedecken mit einer Fläche von 20 Mio. ha rund 25% der tropischen Küstenlinie. Die 34 bekannten Baumarten aus 9 Familien bilden ein einzigartiges Habitat mit typischen Anpassungen wie Luftwurzeln und anderen Strategien der Halophyten. Rekonstruktionen der Vergangenheit ergaben, daß Mangroven Meeresspiegelanstiege bis zu 12 cm pro Jahrhundert tolerieren können (Ellison, 1994) – damit könnten sie sich allerdings kaum an den vorhergesagten Meeresspiegelanstieg anpassen. Mangroven werden aber auch durch höhere Wassertemperaturen und Änderungen der Salinität und des Sedimenteintrags bedroht.

Klimaänderungen haben auch an anderen flachen Sedimentküsten, wie z B. an der deutschen Nordseeküste, weitreichende ökologische Folgen (Reise, 1993). Zum einen wird sich wahrscheinlich bei einer Erwärmung um 2–4 ºC durch Zuwanderung über den Ärmelkanal ein Artenspektrum einstellen, das der Eemzeit im letzten Interglazial ähneln wird und in seiner Vielfalt um 20–40% zunehmen könnte. Bei Temperaturänderungen verschiebt sich aber nicht nur das Verbreitungsgebiet der Arten, sondern auch ihre vertikale Verteilung in der Gezeitenzone. Die Häufigkeit strenger Winter hat dabei einen besonders starken Einfluß auf die Populationen im Wattenmeer (zunächst Massensterben und Abwanderung der Fauna, im folgenden Sommer aber überdurchschnittliche Ansiedlung von Jungtieren mit hoher Biomasse). Eine Erwärmung würde daher tendenziell zu höherer Artenvielfalt, aber geringerer Biomasse führen, mit entsprechend verringertem Nahrungsangebot für Fische und Seevögel. Höhere Sommertemperaturen werden die Auswirkungen der Hypertrophierung (Grünalgenmatten, Sauerstoffarmut im Sediment) voraussichtlich verstärken (Reise, 1993). Insgesamt wird für die Nordseewatten eine reduzierte Speicherkapazität und Remineralisierungsleistung für das organische Material erwartet.

F 4.2.4
Korallenriffe

Korallenriffe können bei Wassertemperaturen von 18–30 °C existieren. Ihr optimales Wachstum erfolgt zwischen 25–29 °C und liegt damit nur geringfügig unter ihrer oberen letalen Temperaturgrenze. Durch den Klimawandel ausgelöste erhöhte Wassertemperaturen könnten daher Lebens- und Funktionsfähigkeit von Riffen beeinträchtigen oder zumindest ihre Anfälligkeit gegenüber anderen Streßfaktoren erhöhen. Deutlichste Folge erhöhter Temperaturen ist das Ausbleichen der Korallen. Dabei verlieren die Korallen 60–90% ihrer mit ihnen in Symbiose lebenden Zooxanthellen (einzellige Algen). Die Zooxanthellen verlieren zusätzlich 50–80% ihrer photosynthetischen Pigmente (Hoegh-Guldberg und Smith, 1989; Kleppel et al., 1989; Porter et al., 1989). Korallen können sich nach Fortfallen der Stressfaktoren innerhalb einiger Wochen bis Monate durch Regeneration der Zooxanthellen wieder erholen (Wilkerson et al., 1988).

Korallen weisen unmittelbar nach dem Ausbleichen ein vermindertes Skelettwachstum und eine Unterbrechung im Fortpflanzungszyklus auf. Zusätzlich wird ihre Widerstandskraft, etwa gegen die Bedeckung durch Aufwuchsalgen, stark beeinträchtigt. Halten äußere Streßfaktoren länger an, sterben die Korallenpolypen schließlich ab. In Panama, Kolumbien und auf den Galapagos-Inseln sind einige seltene Korallenarten bereits lokal verschwunden (Glynn und de Weerdt, 1991). Das Absterben riffbildender Korallen hat die Besiedlung der Riffe durch andere benthische Tierarten zur Folge. Da Tierarten, die Korallen als Nahrungsquelle nutzen, durch die Streßfaktoren nicht in gleichem Maß beeinträchtigt sind, kann sich der Fraßdruck auf die Korallen erhöhen und zusätzliche Verluste bewirken (Glynn, 1996).

Im Prinzip ist das Ausbleichen der Korallen eine unspezifische Reaktion auf verschiedene Streßfaktoren, von denen extrem hohe Wassertemperaturen bzw. verlängerte sommerliche Temperaturmaxima, wie sie vor allem in El-Niño-Jahren auftreten, die wichtigsten sind. Bei erhöhten Temperaturen wurde auch eine Abnahme UV-absorbierender Pigmente in den Korallen beobachtet, was ihre Empfindlichkeit gegen UV-Strahlung steigert (Lesser et al., 1990; Glynn, 1993). Seltener führt die Zufuhr von Süßwasser zum Ausbleichen von Riffen. Schadstoffe wie Kupfer oder Herbizide können ebenfalls lokales Ausbleichen zur Folge haben (Glynn et al., 1984).

Erstmals wurde das Ausbleichen von Korallenriffen 1963 an der Südküste Jamaikas beobachtet (Goreau, 1964). Das massive Ausbleichen in den Jahren 1982/83 sowie 1991/92 wurde vermutlich durch die langanhaltende Meereserwärmung hervorgerufen, die mit den El-Niño-Ereignissen dieser Jahre im Zusammenhang stand (Glynn, 1993). Das massive Ausbleichen im Jahre 1994 fällt jedoch mit keinem El-Niño-Ereignis zusammen (Glynn, 1996). Das El-Niño-Jahr 1998 war das wärmste der letzen 600 Jahre und hatte in einigen Gebieten das Ausbleichen von 60–100% der Korallen zur Folge. Tote oder stark geschädigte Korallen traten vor allem in der Karibik, dem östlichen Pazifik und dem Indischen Ozean auf (Abb. F 4.2-1; Hoegh-Guldberg, 1999).

Das gehäufte Auftreten des Korallenausbleichens in den letzten Jahren legt einen Zusammenhang mit Klimaänderungen nahe. Wegen der großen Bedeutung der Zooxanthellen für den Bildungsprozeß der Kalkskelette riffbildender Korallen könnte es auf diese Weise zu einer großflächigen Schwächung von Riffbauten kommen (Glynn, 1996), die auch zahlreiche andere Tier- und Pflanzenarten, die das Riff für Schutz, Nahrung und Fortpflanzung nutzen, beeinträchtigen würde (Wilkinson und Buddemeier, 1994). Neben einer Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion wären dadurch auch wichtige Nutzungsfunktionen der Riffe betroffen, wie etwa die Korallenriffischerei und der Tourismus sowie die erosionshemmende Wirkung von Riffen für den Küstenschutz.

Längerfristig ist der Meeresspiegelanstieg eine weitere potentielle Bedrohung für Korallenriffe. Unter den momentan gültigen Klimaszenarien erscheint ein weltweiter Meeresspiegelanstieg um bis zu 1 m für die nächsten 100 Jahre möglich (IPCC, 1995). Obwohl Korallenriffe in der geologischen Vergangenheit häufig von Meeresspiegelschwankungen und Änderungen der atmosphärischen CO_2-Konzentration betroffen waren (MacCracken et al., 1990), ist fraglich, ob sie in der Lage wären, auf die in naher Zukunft zu erwartenden raschen Veränderungen des Meeresspiegels durch vermehrtes Wachstum zu reagieren. Gerade die schnell wachsenden Flachwasser-Korallenarten, die sich gut anpassen könnten, reagieren auf Temperaturerhöhungen und die Zunahme des Fraßdrucks besonders empfindlich (Glynn, 1990). Die kurzen zur Verfügung stehenden Zeiträume reichen möglicherweise für eine Anpassung der Korallen und ihrer Zooxanthellen an die neuen Bedingungen nicht aus (Jokiel und Coles, 1990; Glynn, 1993).

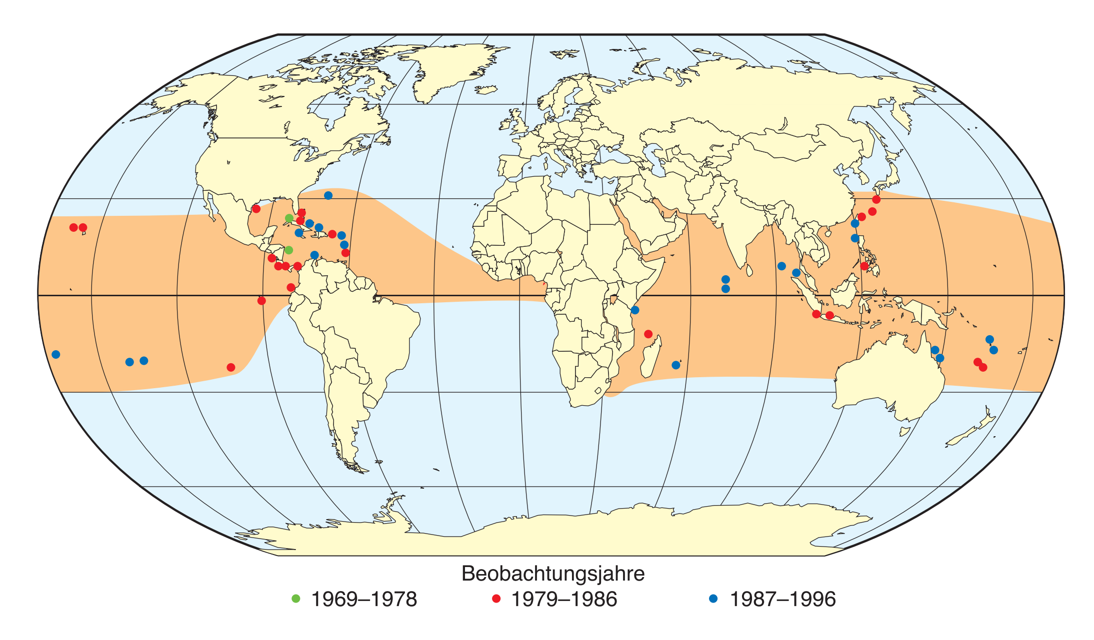


Abbildung F 4.2-1
Verbreitung von Korallenriffen (ocker) und Korallenausbleichen in den Jahren 1969–1996.
Quelle: nach Bryant et al., 1998

F 4.3
Schlußfolgerungen

Für Ökosysteme können die erwarteten Klimafolgen entweder katastrophal oder glimpflich ausfallen, so groß ist die Palette bekannter Effekte und so vielfältig sind die nachgewiesenen Wirkungen. Als Endergebnis eines strukturellen Wandels im gesamten Erdsystem sind klein- und großräumige Biotope vielfach als „Opfer“ anthropogener Fernwirkungen anzusehen (Graßl, 1999). Aber zusätzlich sind sie einer Fülle direkter menschlichen Aktivitäten ausgesetzt, die ihre Regelungsfunktion für das globale Erdsystem nachhaltig stören (Kap. E, F 3).

Insofern ist eine isolierte Betrachtung der atmosphärischen Einwirkungen auf jeden Ökosystemtyp zwar eine wissenschaftlich notwendige Aufgabe, denn allzu fragmentarisch und unsicher sind die meisten Modell- und Experimentalbefunde (Kap. J); aber für eine realistische Einschätzung des „Verhaltens“ der Biosphäre im globalen Wandel fehlen die Arbeiten, die die einzelnen Stücken des Puzzles wieder zusammenfügen. So bleibt aus der Sicht des Beirats die Einbeziehung aller Wechselwirkungen in einem umfassenden, zusammenhängenden Erklärungsansatz der globalen Klima-Biosphären-Interaktionen nach wie vor eine Herausforderung für die Forschung . Von einer Weiterentwicklung und Kombination der physiologischen und verhaltensorientierten Modelle sind genauere Ergebnisse über die Reaktion einzelner Organismen, ihrer Populationsdynamik und der Interaktionen zwischen Populationen zu erwarten (Orians, 1996). Erst auf diesem Weg können zukünftig leistungsfähige Prognosetheorien zu den Ökosystemreaktionen auf den Klimawandel entwickelt werden.

Angesichts der Vielfalt der ökosystemaren Einzelwirkungen können nur wenige verallgemeinerungsfähige, globale Handlungsempfehlungen ausgesprochen werden. Zum einen sind die bisherigen klimaschutzpolitischen Einzelschritte der Klimarahmenkonvention sicherlich noch nicht weit genug umgesetzt, um eine erkennbare Wirkung auf die Ökosysteme zu zeigen. Daher bleibt eine effektive Implementierung des Kyoto-Protokolls dringend geboten. Und weil alle Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasemissionen prinzipiell auch helfen, die Funktionsfähigkeit der Biosphäre zu erhalten, sind zum anderen lokale und regionale Klimaschutzvorhaben uneingeschränkt und in ihrer ganzen Bandbreite zu fördern.

F 5 Kritische Elemente der Biosphäre im Erdsystem

F 5.1 Rückkopplungsmechanismen

In der Erdgeschichte hat es nie eine vollkommen stabile Biosphäre gegeben: Allmähliche Veränderungen wurden in scheinbar unvorhersehbarer Weise durch unstetige, manchmal auch katastrophale Umbrüche abgelöst (Crowley, 1996). Kosmische Katastrophen allein, wie z. B. Meteoriteneinschläge, können dies nicht vollständig erklären. Abgesehen von den Milankovic-Zyklen (z. B. Broecker und Denton, 1990), die die Mehrzahl der quasiperiodisch auftretenden Eiszeiten erklären, spielt die Variabilität der Sonneneinstrahlung in direkter Wirkung möglicherweise nur eine geringe Rolle. Obwohl sie im Laufe der Erdgeschichte um ca. 30% zugenommen hat und auch auf kürzeren Zeitskalen eine beachtliche Variabilität zeigt (Lean und Rind, 1996), wurden bisher nur Ähnlichkeiten zwischen den Veränderungen der Oberflächentemperatur der Meere und den Intensitätsschwankungen der Sonneneinstrahlung festgestellt. Zwischen der Einstrahlung und den Temperaturen auf dem Festland war dagegen ein derartiger Zusammenhang nicht erkennbar (Schönwiese, 1992b; Nisbet, 1994).

Auch wenn diese Ergebnisse sicherlich noch keine abschließende Beurteilung über die Rolle externer Einflüsse auf die Lebensbedingungen auf der Erde erlauben, können sie nicht die überraschend kurzfristigen Veränderungen erklären, die sich in den paläoklimatischen Daten zeigen. Die Rekonstruktion der Klimageschichte über die Analyse von Eisbohrkernen zeigt überzeugend, daß das Klimageschehen oftmals abrupte Änderungen aufweist. Innerhalb weniger Jahre scheinen sich die Temperaturverhältnisse völlig umgestellt zu haben, obwohl sich die Sonneneinstrahlung nur vergleichsweise langsam veränderte. Die unmißverständliche Botschaft der Eisbohrkerne ist, daß das Klima fragil ist, sich rasch und drastisch verändern kann, aber eben auch Phasen großer Stabilität zeigt.

Das Klimasystem scheint also einen „Schalter" zu besitzen, der bei ganz bestimmten Schwellenwerten umgelegt wird. Man sollte dieses Bild jedoch nicht überstrapazieren: Natürlich ist kein Schalter im Sinn eines einfachen Stromkreises vorhanden. Es ist sogar sehr zweifelhaft, ob ein *einzelnes* Element im Erdsystem eine derart unstetige Charakteristik aufweisen dürfte. Dies gilt insbesondere für die Biosphäre.

Die nichtlineare Systemtheorie hält für eine Schalterfunktion angemessene Erklärungen bereit: In ihrer thermodynamischen Struktur ist die Erde ein „halboffenes Nichtgleichgewichtssystem". Sie erhält permanent von der Sonne Strahlungsenergie, die im Erdsystem eine Vielzahl von Prozessen antreibt. Von der direkten Erwärmung der Erdoberfläche entsprechend ihrer jeweiligen Rückstrahlkraft (Albedo) über die Absorption der langwelligen Wärmestrahlung in der Atmosphäre bis zum Ausgleich der thermischen Unterschiede durch Wärmetransporte entsteht eine Kaskade von Wirkungen und Prozessen. Hierbei könnten einzelne Prozesse durchaus ein sog. nichtlineares Antwortverhalten zeigen. Kleinste Veränderungen in der Einstrahlung könnten sehr viel stärkere Auswirkungen, z. B. für den Wasserkreislauf, hervorbringen. Wenn dies allerdings generell gelten würde, wäre das Klimasystem zu jeder Zeit sehr viel instabiler gewesen, was zumindest für die letzten 10.000 Jahre nicht zugetroffen hat. Zur Erklärung bleibt also nur ein Systemverhalten, das sich als Folge der Kopplung verschiedener Prozesse ergibt. An einer solchen Kopplung ist typischerweise die Biosphäre wesentlich beteiligt.

Eine Prozeßkopplung kann sich grundsätzlich nur in zwei Formen manifestieren: Zwei oder mehrere Prozesse können sich wechselseitig abschwächen, was als sog. negative Rückkopplung in Form eines Regelprozesses den stärkeren äußeren Einfluß abschwächt, oder sich gegenseitig verstärken. Dieses führt dann zu einer größeren Gesamtwirkung und wird als positive Rückkopplung bezeichnet (Kap. F 3). Als Folge einer äußeren (und auch inneren) Störung kann das Zeitverhalten des Systems aber bei beiden Rückkopplungen ein instabiles Verhalten mit dramatischen Effekten zeigen.

F 5.1.1 Drastische Veränderungen als Grenzverhalten negativer Rückkopplungen

Durch eine negative Rückkopplung lassen sich Regelsysteme konstruieren, die innerhalb gewisser Grenzen stabilisierend auf Störungen reagieren. Als Beispiel sei die Albedo-Temperatur-Kopplung genannt, die als Regelmechanismus stabilere Umweltbedingungen in den tropischen Regionen sichert. Regenwälder geben eine Vielzahl von Kondensationskernen in die Luft ab. Dadurch

entwickelt sich in Zeiten sehr hoher Sonneneinstrahlung mit entsprechend hoher Wasserdampfbildung eine tief liegende, gleichmäßige Wolkenbedeckung, die über die hohe Rückstrahlkraft kühlend wirkt. Luftaufnahmen dieser Wolkenstrukturen zeigen, daß sie die geographische Verteilung der Regenwaldgebiete überraschend genau widerspiegeln. Selbst kleine Flußgebiete oder kleine entwaldete Gebiete bleiben von der Wolkenbedeckung ausgespart (Nisbet, 1994). Offenbar ist dieses Regelgleichgewicht in seiner räumlichen Verteilung sehr fragil. Eine auch nur fragmentarische Zerstörung des Regenwalds dürfte die scheinbar so stabile Selbstregelung des lokalen Klimas angreifen. Möglicherweise existiert sogar ein kritisches Maß der Entwaldung, ab der die negative Rückkopplung über biogene Evapotranspiration und biologisch gesteuerte Wolkenbildung zusammenbricht.

Schon relativ einfache konzeptionelle Daisy-World-Modelle (Kap. F 1.3) können dieses Phänomen des katastrophalen Zusammenbruchs von Regelungssystemen nachbilden. In einem zweidimensionalen Modellplaneten wird eine negative Rückkopplung zwischen Klima und Biosphäre simuliert, indem die Pflanzen über die Verteilung ihrer Albedo die lokalen Temperaturen beeinflussen, die Wärmeenergie sich durch Diffusionsprozesse ausbreitet und die Wachstumswahrscheinlichkeit der Pflanzen wiederum von der lokalen Temperatur abhängt (von Bloh et al., 1997). Als Störung wird stufenweise die Wachstumsfläche fragmentiert. Abb. F 5.1-1 demonstriert die fast perfekte „Thermostatwirkung" der Biosphäre für die dargestellte globale Temperatur. Obwohl die degradierte Fläche stetig zunimmt, kann die Biosphäre durch eine dynamische Anpassung der Rückstrahlkraft das „Klima" bis zu einer kritischen Fragmentationsschwelle nahezu konstant halten. Bei Erreichen dieser Schwelle stirbt die Modellbiosphäre aus und es tritt eine rapide Veränderung der globalen Temperatur ein.

Hier zeigt sich eine wesentliche Eigenschaft dieser Regelungssysteme: Über einen weiten Bereich „vertragen" sie Störungen und lassen das System sehr stabil erscheinen. Ab einer gewissen Größe der Störung aber – die aber auch durch deren Zeitverhalten geprägt sein kann – bricht das System rasch und unumkehrbar zusammen. Der oben genannte „Schalter" wird in diesem Fall beim Erreichen der Regelungsgrenze umgelegt. Im Regenwaldbeispiel findet das möglicherweise genau dann statt, wenn durch die Lücken in der Wolkenabschirmung bei hoher Sonneneinstrahlung mehr Wärmeenergie in das Vegetationssystem gelangt, so daß die Pflanzen gezwungen sind, ihre Evapotranspiration zu reduzieren. Dadurch verringert sich die Intensität des lokalen Wasserkreislaufs, und die negative, stabilisierende Rückkopplung bricht zusammen. Eine sich selbst über positive Rückkopplungen verstärkende Desertifikation könnte dann einsetzen und das System nachhaltig destabilisieren. Die Regelungsgrenze als Klimaschalter ergibt sich hier aus dem Auseinanderdriften von Strahlungsgleichgewicht, Intensität des Wasserkreislaufs und der Fähigkeit der Biosphäre, ein Ungleichgewicht zu puffern.

F 5.1.2
Positive Rückkopplungen als Elemente einer kritischen Erdsystemdynamik

Im Gegensatz zu den im letzten Abschnitt dargestellten möglichen Umbrüchen im Klimasystem, die sich aus dem Kollaps einer an sich stabilen Dynamik ergeben, kann eine abrupte Veränderung auch dadurch entstehen, daß ein sog. labiles Gleichgewicht gestört wird. Eine vielleicht nur kurzzeitige Verstärkung eines Pro-

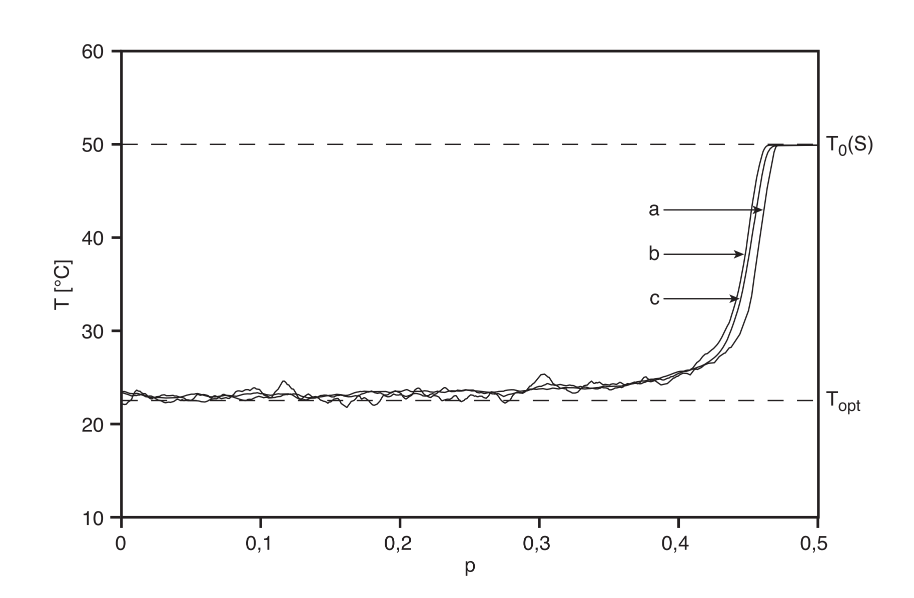


Abbildung F 5.1-1
Kritischer Zusammenbruch einer Temperaturregelung durch die Biosphäre in einem einfachen Biosphären-Klima-Modell. Der Parameter p kennzeichnet den prozentualen Anteil der fragmentierten Fläche und T die globale Temperatur. Die Buchstaben a-c bezeichnen Simulationsläufe für unterschiedlich große Modellsysteme.
Quelle: von Bloh et al., 1997

zesses verstärkt einen zweiten, von dem wiederum der erste verstärkt wird. Dadurch entsteht eine positive Rückkopplung. Das bekannteste Beispiel für dieses Phänomen im Klimageschehen ist sicherlich die Vorstellung des „Runaway-Greenhouse“, die sich am Beispiel der Treibhausgase Methan, Wasserdampf und Kohlendioxid erläutern läßt.

Treibhausgase in der Atmosphäre absorbieren die langwellige Rückstrahlung von der Erdoberfläche und strahlen entsprechend ihrer Temperatur Teile davon wieder zur Erdoberfläche zurück. Die damit verbundene Erwärmung kann eine Reihe von Rückkopplungen initiieren, wenn sich organische (und auch anorganische) Senken für Treibhausgase aufgrund der höheren Temperatur in Quellen umwandeln und weitere Treibhausgase freisetzen. Der Gesamteffekt ist sicherlich umstritten. Dennoch geht man oft von der Schätzung aus, daß sich die Wirkung des (beispielsweise vom Menschen) freigesetzten Kohlendioxids um den Faktor 1,2–3,6 erhöhen könnte (Nisbet, 1994). Die Spannbreite zeigt die große Unsicherheit, die bei der Bewertung verstärkender Rückkopplungseffekte besteht. Ein extremes Bild wäre sicherlich die alptraumhafte Vorstellung, eine Erwärmung könnte das gesamte, in den arktischen Permafrostböden eingeschlossene Methan freisetzen. Der Verstärkungsfaktor wäre dann immens. Für dieses Szenario bestehen Abschätzungen (Lashof, 1991), die darauf hinweisen, daß die Saisonalität der Witterung und die temperaturabhängige Aktivität der methanbildenden Bakterien eine dominante Rolle in der Verstärkung der Rückkopplungseffekte spielen.

Die Kohlendioxid-Klima-Biosphären-Wechselwirkung zeigt dagegen eine zeitabhängige Rückkopplungsstärke. Palecki (1991) geht von einer insgesamt positiven Rückkopplung für Zeiträume unter 10 Jahren aus. Nur wenn CO_2 kurzfristig den limitierenden Faktor für ein erhöhtes Pflanzenwachstum darstellt, kann es in einem bestimmten Maß aufgenommen werden. Klimaänderungen sollten jedoch über eine verringerte biosphärische Aktivität zu einer Erhöhung des atmosphärischen Kohlenstoffs führen. Dadurch verursachte wärmere Jahre mit der Folge von Wasserstreß könnten den Effekt weiter erhöhen. Die Schlüsselrolle spielt hier die Anbindung des Wasserkreislaufs. Höhere Temperaturen führen eher zu mehr Niederschlag. Die Wirkungscharakteristik ist für den Zeitverlauf noch unklar. Für längere Zeitskalen (über 10 Jahre) scheint jedoch eine negative Rückkopplung zu dominieren, da der Biomassezuwachs die atmosphärische Kohlenstoffmenge weiter reduziert. Dieser Effekt wird auch als eine mögliche Erklärung für die augenblickliche Stabilität des Klimas herangezogen (Nisbet, 1994): Das Wachstum großer Waldbestände in den letzten 10.000 Jahren könnte aufgrund seiner negativen Rückkopplung eine stabilisierende Wirkung gehabt haben.

F 5.2
Physiologische und metabolische Bedeutung der Biosphäre

Die Existenz und das Wachstum der borealen Wälder hat allerdings eine weitere wichtige Funktion: Durch die geringere Albedo der Wälder wird die Temperatur angehoben. Eine Entwaldung würde hier aufgrund niedriger Temperaturen zwar nicht zu einer Emission von Methan führen, möglicherweise aber eine „Runaway-Cooling-Chain“ in Gang setzen. Die schneebedeckten Flächen würden zunehmen und aufgrund ihrer hohen Rückstrahlkraft die Temperatur weiter absenken. Allerdings ist dies kein Schalter im oben beschriebenen Sinn, da er anthropogen ausgelöst wird; der Effekt deutet aber auf ein möglicherweise kritisches Element im Erdsystem hin. In Tab. F 5.2-1 sind einige Biome hinsichtlich ihrer physiologischen und metabolischen Bedeutung für das Erdsystem dargestellt.

Tabelle F 5.2-1
Qualitative Einschätzung der funktionalen Bedeutung von Biomen für Bereiche globaler Stoff- und Energiekreisläufe.
Quelle: Nisbet, 1994 und andere

	Wald			Grasland		Wüste	Marine Biosphäre
	tropisch	gemäßigt	boreal	Savanne	Tundra		
Rückstrahlvermögen	gering	gering	sehr gering	mittel	hoch	sehr hoch	gering
Intensität des Wasserkreislauf	sehr hoch	hoch	gering	gering	ungewiß	sehr gering	gering
Nettoprimär-produktion	sehr hoch	sehr hoch	hoch	mittel	gering	sehr gering	gering
Dauerhafter Kohlenstoffspeicher	sehr hoch	hoch	hoch	mittel	hoch	gering	sehr hoch
Nährstoffweitergabe	gering	ungewiß	gering	hoch	gering	sehr hoch	ungewiß

F 5.2.1
Amazonas-Becken

Das Amazonas-Becken ist wegen seiner Größe und Nähe zum Äquator eine für das globale Klimasystem entscheidende Quelle von Wärme und Feuchtigkeit (Pielke et al., 1998). So gehen Schätzungen z. B. davon aus, daß 30–50% der Niederschläge im Amazonas-Gebiet aus der Verdunstung innerhalb des Einzugsgebiets stammen. Die Region beherbergt etwa die Hälfte der globalen tropischen immergrünen Wälder sowie große Flächen tropischer Savannen (Tian et al., 1998). Die Wälder leisten etwa 10% der weltweiten Nettoprimärproduktion und stellen einen etwa gleich großen Anteil der terrestrischen Kohlenstoffspeicher. Außerdem sind sie wahrscheinlich eine wichtige Kohlenstoffsenke, die z. Z. die Kohlenstoffentnahme durch Entwaldungen in dieser Region (etwa 0,3 Gt C Jahr^{-1}; Fearnside, 1997) in etwa ausgleicht (Tian et al., 1998). Die Nettoprimärproduktion im Amazonasbecken wird wesentlich durch die Bodenfeuchte bestimmt, die wiederum eine Funktion von Temperatur und Niederschlag ist (Tian et al., 1998).

Die direkten regionalklimatischen Auswirkungen einer Entwaldung des Amazonas-Beckens sind die Veränderung der Vegetation und des Bodens, die Zunahme der Albedo und die Abnahme der Rauhigkeit. Der Austausch von Wasser, Energie und Impuls zwischen Atmosphäre und Vegetation verändert sich, so daß die Temperatur lokal steigt und Verdunstung und Niederschlag zurückgehen, letzterer um bis zu 30% (Couzin, 1999). Diese Veränderungen sind irreversibel. Von Ost nach West stammen 30–70% des Niederschlags im Amazonasbekken aus „biologisch rezykliertem“ Wasser – die Region generiert sich sozusagen ihr eigenes Klima. Nach einer Entwaldung könnte möglicherweise kein neuer Regenwald entstehen. Die Funktion der Regenwälder als Kohlenstoffsenke wird durch Brände und Rodung weiter verringert. Außerdem beeinflussen die emittierten Aerosole das Klima, indem sie regional abkühlend wirken. Allerdings könnte die flickenteppichartige Entwaldung zunächst zu einem verstärkten Recycling von Wasser führen, ohne die Niederschläge zu beeinflussen: erst die vollständige Entwaldung leitet einen global spürbaren Rückgang des Niederschlags ein (Pielke et al., 1998).

F 5.2.2
Sahel-Region

Die Wechselwirkungen zwischen Landoberfläche und Atmosphäre im Sahel sind eingehend studiert und modelliert worden. Veränderungen der natürlichen Landbedeckung, die sich aus Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzflächen, aus Überweidung und aus anderen Landnutzungsänderungen ergeben, sind die wesentlichen Dispositionsfaktoren einer anthropogenen Desertifikation (WBGU, 1996b). Veränderte Eigenschaften der Landoberfläche können darüber hinaus erhebliche Auswirkungen auf die mesoskalige atmosphärische Zirkulation haben, da sie die lokale Evapotranspiration und die Wasserspeicherung beeinflussen. Eine sich selbst verstärkende Rückkopplung geht von der Veränderung der Vegetation aus: verringerte Evapotranspiration → geringere Niederschläge → abnehmende Bodenfeuchte → weiter verminderte Evapotranspiration usw.

Diese Effekte haben möglicherweise in Verbindung mit externen Einflüssen zu der Abnahme der Niederschläge beigetragen, die seit den Jahren 1950–1955 in der Sahelregion beobachtet wird (Hupfer und Schönwiese, 1998; Nicholson, 1998). Weitere Einflußfaktoren sind die Veränderung der Albedo und damit der Flüsse fühlbarer Wärme und der Konvektion, die ebenfalls durch Vegetationsänderungen im Sahel ausgelöst werden. Einige daraus resultierende hydrologische Effekte sind: verspäteter Beginn der Regenzeit, Abnahme der Niederschlagsintensität, Verschiebung des Regengürtels sowie verminderte Bodenfeuchte. Zusammengenommen haben diese Effekte zu einer weiteren Aridität der ohnehin schon unter Wasserstreß leidenden Region beigetragen. Allerdings erhöhte die Vegetation gleichzeitig ihre Effizienz bei der Niederschlagsnutzung, so daß für die Sahel-Region im Zeitraum 1979–1996 insgesamt keine Verringerung der Nettoprimärproduktion diagnostiziert wurde (Nicholson et al., 1998). Die These der Desertifikation ist hiermit nicht entkräftet, allerdings bleiben die Konsequenzen für Landwirtschaft und Wasserversorgung umstritten.

Der Einfluß einer veränderten Temperatur der globalen und regionalen Ozeanoberfläche und des El-Niño-Phänomens auf Dauer und Ausdehnung der Regenzeit im Sahel wurde kürzlich nachgewiesen und wird weiter untersucht (Xue und Shukla, 1998). Aufgrund der starken Niederschlagsvariabilität ist die Sahel-Biosphäre nicht in erster Linie „Täter“, sondern eher „Opfer“ der globalen Umweltveränderungen.

F 5.2.3
Boreale Wälder

Eine Sensitivitätsstudie zur Auswirkung eines Rückgangs borealer Wälder (Bonan et al., 1992) zeigt, daß die Entwaldung zu einer starken Abkühlung im Sommer führt und sich die Albedo so verstärkt, so daß in den meisten abgeholzten Regionen keine Wälder mehr nachwachsen können. In borealen Wäldern entfaltet die sog. Vegetation-Schnee-Albedo-Rückkopplung eine starke regionalklimatische, möglicherweise globale Wirkung. Boreale Wälder konnten sich im Holozän aufgrund dieses Effekts und einer Veränderung der Erdumlaufbahn weiter nordwärts ausbreiten als heute (Foley et al., 1994). Dabei wurde das Schnee- und Eisvolumen infolge der geringeren Rückstrahlung der Vegetation

um ca. 40% reduziert, und die Temperatur erhöhte sich regional um 1–4 °C. Heute könnten aufgrund der forcierten Abholzung der Taiga und der kanadischen Primärwälder die Schneeflächen durch den umgekehrten Effekt wieder zunehmen, die Temperatur folglich sinken und die Waldgrenze sich südwärts verschieben, mit all den Konsequenzen für die Biodiversität borealer Wälder und der Tundra-Ökosysteme (Bonan et al., 1992). Wahrscheinlicher ist allerdings anzunehmen, daß angepaßte forstwirtschaftliche Bewirtschaftungsmethoden jetzt stärker angewendet werden und aufgrund der CO_2-bedingten globalen Erwärmung eine erneute Nordwärtswanderung mit selbstverstärkenden Rückkopplungen für das globale Klima einsetzt.

F 5.3 Biogeographische Kritikalität

Im vorhergehenden Abschnitt sind einige Regionen beschrieben worden, deren Biosphäre eine wichtige metabolische und physiologische Bedeutung im Erdsystem hat. Die Auswahl erfolgte unsystematisch auf der Basis von Experteneinschätzungen (Nisbet, 1994). Im folgenden Abschnitt wird der Versuch unternommen, einzelne Indikatoren zu benennen, deren Verknüpfung die Bedeutung der Biosphäre für das Erdsystem regional ausweist. Dieser Ansatz liefert auch erste Anhaltspunkte für eine Kritikalitätsbewertung bei vorhandener oder möglicher Degradation und läßt gleichzeitig eine besondere Schutzwürdigkeit der biogeographischen Regionen erkennen.

F 5.3.1 Bewertung der Bedeutung der Biosphäre für das Erdsystem

Eine Möglichkeit zur Entwicklung eines Kritikalitätsindex für die Biosphäre soll im folgenden dargestellt werden. Dieser Index kennzeichnet die Bedeutung der *regionalen Biosphäre* für das Erdsystem. Hier sind also Eigenschaften zu identifizieren, die eine Funktion für das globale Ökosystem Erde besitzen. Natürlich ist eine solche Vorgehensweise nicht *a priori* eindeutig und die Auswahl sicherlich nicht vollständig. Der Beirat betont deshalb ausdrücklich, daß das folgende Konzept auch nur einen *ersten Schritt* in Richtung einer solchen Bewertung darstellt und eine *mögliche Vorgehensweise* aufzeigt.

Folgende Parameter der Biosphäre wurden ausgewählt: Robustheit bzw. Sensibilität R gegenüber einer Veränderung der Umweltbedingungen sowie eine Kombination wichtiger metabolischer Funktionen der Biosphäre für das Gesamtsystem, die durch eine integrale Größe F gekennzeichnet wird. Der Kritikalitätsindikator K ergibt sich aus dem Quotienten dieser Eigenschaften, also

$$K = \frac{F}{R} .$$

Er stellt damit eine einfache, geographisch explizite Bewertungsfunktion dar, in die geeignete Basisindikatoren für die genannten Eigenschaften (R, F) eingesetzt werden. Die globalen Funktionen der Biosphäre für das Erdsystem werden unter der Größe F zusammenfaßt.

Für die *exemplarische* Bewertung in diesem Kapitel wurden die Primärenergieaufnahme P, die Dynamik der biosphärischen Albedoverteilung und der Beitrag, den die Biosphäre im Rahmen des globalen Wasserkreislaufs spielt, betrachtet. Die Funktion P läßt sich als Produktivität der Biosphäre auf Biomskala, bei Bedarf auch in noch feinerer Auflösung, darstellen. Als geeignete Meßgröße für P kann die Nettoprimärproduktion (NPP) herangezogen werden, da sie als Energieflußdichte (Energiezufuhr pro Flächeneinheit) formuliert werden kann und ihre Datengrundlage relativ vollständig vorhanden ist. Unter der NPP versteht man die Menge an pflanzlichem Material, die durch Photosynthese während eines Jahres pro Flächeneinheit gebildet wird. Die Größe der NPP beschreibt das System im Gleichgewicht mit seiner Umgebung. Sowohl für naturnahe als auch für land- oder forstwirtschaftlich genutzte terrestrische Ökosysteme spielt die pflanzliche Primärproduktion eine entscheidende Rolle. Im naturnahen Ökosystem dient dieses pflanzliche Material im wesentlichen dem Wachstum der lebenden Biomasse; zudem ersetzt es abgestorbene oder abgefressene Pflanzenteile und bildet Fortpflanzungsorgane. Bei landwirtschaftlich genutzten Ökosystemen bildet die NPP die obere Grenze des Ernteertrags, die jedoch wegen nicht verwendbarer Anteile (Wurzelwerk, Stengel) kaum erreicht wird. In einer globalen Darstellung stellt die NPP-Verteilung ein geeignetes Maß für die regionale Energieaufnahme der Biosphäre dar und hat damit immense Bedeutung für das Erdsystem. Durch eine adäquate Verknüpfung mit der weltweiten Darstellung der Primärproduktivität der marinen Biosphäre, die als ein wichtiges Ergebnis der „Joint Global Ocean Flux Study“ (JGOFS) des internationalen Geosphäre-Biosphäre- Programms (Ducklow und Fasham, 1999) gewonnen wurde, läßt sich dieser Aspekt weltweit identifizieren.

Aus dem Vergleich der jahreszeitlichen Albedoverteilungen (Matthews, 1983) lassen sich die Regionen identifizieren, wo die Albedo der Biosphäre im Jahresverlauf eine negative Rückkopplung zeigt, wenn bei schwächerer Sonneneinstrahlung in den Wintermonaten weniger zurückgestreut wird. Natürlich kommt es zu keiner völligen Kompensation; dennoch wird durch Blattfärbung und -fall und den dann dunkleren Hintergrund des Bodens der Übergang zu den Wintermonaten energetisch gemildert.

Auch der Beitrag der Biosphäre zum Wasserkreislauf (Kap. C 2) kann als bedeutende Funktion für das globale Ökosystem aufgefaßt werden. Die Transpirationsleistung der Pflanzen übersteigt die Verdunstungsleistung

der abiotischen Prozesse bei weitem und trägt damit entscheidend zum Energie- und Nährstofftransfer im Erdsystem bei (Kap. F 1). Dieser Aspekt läßt sich durch die Verknüpfung von globalen Datensätzen der Evapotranspiration und des Blattflächenindex aufzeigen. Beide Größen sind notwendig, um die regionale biosphärische Transpirationsleistung global darzustellen.

F 5.3.2
Identifikation der für das Erdsystem wichtigen biogeographischen Regionen

Die Zusammenschau der eben skizzierten biosphärischen Funktionen als Verschneidung der thematischen Karten zur biosphärischen „Energieaufnahme", „Thermostatwirkung" und zum „Einfluß auf den globalen Wasserkreislauf" weist bereits in grober Näherung die wichtigsten biogeographischen Regionen der Erde aus (Abb. F 5.3-1). Herausragende biogeographische Regionen sind entweder durch eine hohe Aufnahme der Sonnenenergie, eine wichtige Rolle im Wasserkreislauf, das stabilisierende Verhalten der Albedo der lokalen Biosphäre oder durch Kombination dieser Aspekte charakterisiert.

Durch eine Verknüpfung dieser Darstellung mit einer weiteren Größe der Kritikalitätsfunktion, der Robustheit R, kann darüber hinaus auch eine besondere Schutzwürdigkeit der Regionen abgeleitet werden. Zur Abschätzung von R, die ein Stabilitätskriterium der lokalen Biosphäre bezeichnet, wurde eine weltweite Darstellung der lokalen Sensitivität der Nettoprimärproduktion für Niederschlags- und Temperaturänderungen herangezogen. Aus einer Stichprobe der NPP an mehr als 62.000 Orten sowie dem dazugehörigen Klima (bodennahe Lufttemperatur, Niederschlag, Lichteinfall unter Berücksichtigung der Bewölkung usw.) wurde ein statistisches Korrelationsmodell erstellt. Es benutzt zur Ermittlung der Sensitivität der NPP gegenüber Klimaänderungen ein neuronales Netz (Moldenhauer und Lüdeke, 1999; Lüdeke et al., 1999), das die funktionale Abhängigkeit der NPP von den Klimagrößen quantifiziert. Die resultierende globale Karte zeigt, in welchen Regionen der Welt die NPP relativ stabil gegenüber Klimaschwankungen ist bzw. wo bei geringen Klimaveränderungen große Effekte zu erwarten sind. Eine Minimumverknüpfung dieser Karte mit Abb. F 5.3-1 identifiziert dann diejenigen biogeographischen Regionen, die gleichermaßen eine wichtige Funktion für das Erdsystem haben *und* sensibel auf eine Veränderung der Umweltbedingungen reagieren (Abb. F 5.3-2).

Einige kritische Regionen sollen im folgenden vorgestellt werden. Im Nordwesten der USA wurde ein Ost-West-Streifen (Kreis 1 in Abb. F 5.3-2) als kritisch identifiziert, der sich innerhalb der Rocky Mountains parallel zur kanadischen Grenze erstreckt. Die Vegetationstypen in dieser Region variieren zwischen borealem Mischwald, Nadelwald und Grasland und sind durch den Einfluß des Menschen, insbesondere in den Regionen um Seattle und Portland, durch Abholzung (Raub-

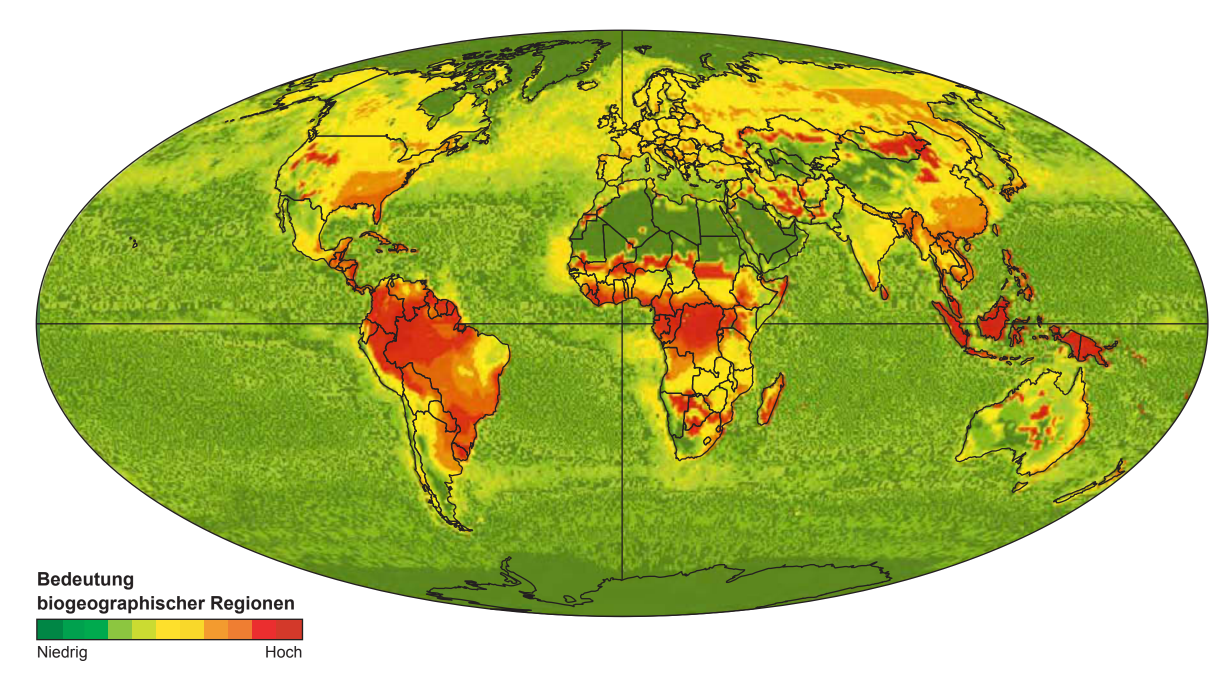


Abbildung F 5.3-1
Die Bedeutung biogeographischer Regionen für das Erdsystem bei Energieaufnahme, Thermostatwirkung und Wasserkreislauf.
Quelle: WBGU

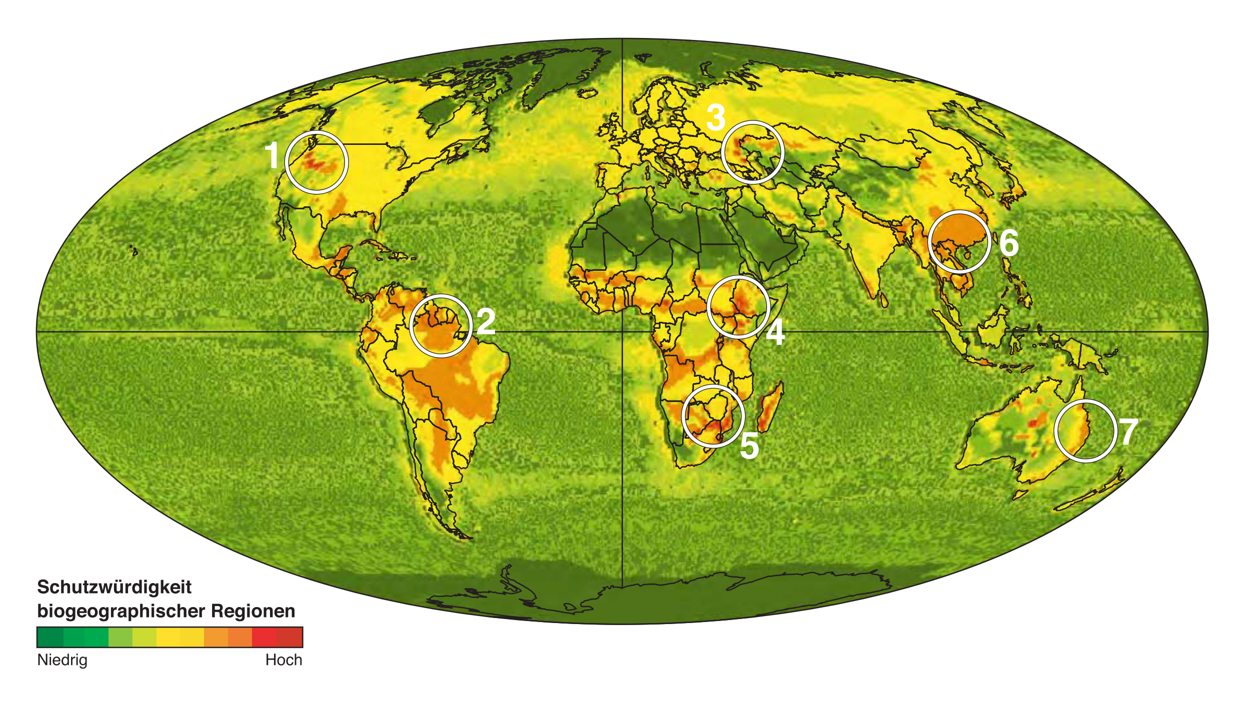


Abbildung F 5.3-2
Biogeographische Regionen mit wichtiger Funktion für das Erdsystem (Abb. F 5.3-1) und gleichzeitig hoher klimatischer Sensibilität.
Quelle: WBGU

bau-) oder Zersiedlung (Suburbia-Syndrom) gefährdet (vgl. auch Abb. F 2.1-1, Kap. G, Abb. G 4.2-3).

Das atlantische Küstengebiet Amazoniens mit Guyana, Surinam und Brasilien stellt ebenfalls eine wichtige und fragile Region dar (Kreis 2 in Abb. F 5.3-2). Dort befinden sich ein von Abholzung gefährdeter tropischer Regenwald und bereits degradierte steppenähnliche Strauch- und Graslandgebiete. Der Küstenstreifen wird als Agrar- und Siedlungsland genutzt. Ähnlich schutzwürdig sind weite Bereiche Zentralbrasiliens und die Kordilliere Venezuelas. Die Chancen für einen effektiven Schutz sind aufgrund schwacher Staatsstrukturen in jenen Ländern allerdings sehr gering.

Die kritischen Gebiete am Nordrand der Steppen Kasachstans liegen in einem Streifen nördlich des Kaspischen Meers und der zentralasiatischen Wüsten (Kreis 3 in Abb. F 5.3-2). Dort befinden sich heute überwiegend hochproduktive Agrargebiete und kaum noch die ursprüngliche Steppe. Die in diesem Gebiet vorgenommene Konversion von Steppe in Agrarland ist aber ein vergleichsweise geringer Eingriff.

Die kritischen Gebiete in Afrika erstrecken sich in mehreren Streifen entlang der Sudanzone und der Übergangszonen zum Regenwald West- und Zentralafrikas, der ostafrikanischen Savannen, der Regenwaldrandgebiete im Süden des Kongo, in Mozambik und auf Madagaskar (Kreise 4 und 5 in Abb. F 5.3-2). Der Nutzungsdruck ist vergleichsweise hoch, aber die Bevölkerungsdichte bleibt mit Ausnahme des Süden Nigerias auf einem niedrigem Niveau. Daher besitzen Land- und Forstwirtschaft in nahezu allen Region eine nur mittlere bis schwache Intensität. Es ist nur in Ausnahmegebieten, wie den Küstenwäldern Westafrikas, zu befürchten, daß eine Intensivierung der Nutzung zu einer schnellen Vernichtung der Biomfunktionen führen wird.

Der Süden Chinas und Indochina (Kreis 6 in Abb. F 5.3-2) stellen eine hochverdichtete, kaum noch mit natürlicher Vegetation bedeckte Landfläche dar. Insbesondere die Bergregionen Vietnams, Laos, Südchinas, Thailands und Burmas sind aufgrund ihrer Regelungsfunktion für die Flüsse, ihrer hohen Biodiversität und ihrer Klimafunktionen als extrem bedeutsam einzustufen. Der Osten Australiens (Kreis 7 in Abb. F 5.3-2) besitzt ebenfalls hohen Schutzbedarf, weil die ursprüngliche Vegetation insbesondere im südlichen Teil durch Agrarfläche ersetzt worden ist. Dort besteht aufgrund des erreichten Wohlstandsniveaus allerdings die Möglichkeit, die Eingriffe in die Biosphäre auf ein erträgliches Ausmaß zu reduzieren.

Generell läßt sich aus den Datensätzen und Karten herauslesen, daß kritische biogeographische Areale durch starke Umweltgradienten charakterisiert sind, so daß diese Areale häufig die Grenzzonen zwischen großräumigen Biosphärenelementen bilden.

Der Beirat möchte an dieser Stelle nochmals betonen, daß diese Analysen nur *einen ersten Schritt* in Richtung der Identifikation funktional wichtiger und schutzwürdiger biogeographischer Regionen darstellen. Die Bewertung der globalen Biosphäre unter dem Gesichtspunkt besonders wichtiger Erdsystemfunktionen steht

erst am Anfang und sollte Ziel verstärkter Forschungsanstrengungen sein. Zukünftige Forschung muß auch die wechselseitige Abhängigkeit der verschiedenen biogeographischen Regionen berücksichtigen: Innerhalb des Erdsystems besitzt jedes dieser wichtigen „Organe“, die man auch als Erdsystembiome bezeichnen könnte, seine eigene Ökologie mit charakteristischen, vernetzten Komponenten. Die Wälder der borealen und gemäßigten Zonen, die Graslandregionen, die tropischen Feuchtregionen und Savannen, die Wüsten und die Bergregionen zeichnen sich jeweils durch spezifische Wirkungen von Albedo, Evapotranspiration und Kohlenstoffdurchsatz aus. Sie bilden Formen von Lebensgemeinschaften, deren Grenzen zu den benachbarten Biomen scharf ausgeprägt sind. Der boreale Wald in Kanada oder Sibirien ist beispielsweise nur durch eine schmale Übergangszone von vielleicht 20–30 km Breite von dem Graslandbiom mit einer völlig anderen Ökologie getrennt.

Obwohl sich diese Biome in charakteristischer Weise abgrenzen, sind sie nicht voneinander unabhängig. Auf einer höheren Hierarchiestufe bilden sie vielmehr ein komplexes Abhängigkeitsnetz und sind im übertragenen Sinn die „Global Player“ der Biosphären-Umwelt-Kopplung. So profitieren beispielsweise die tropischen Regenwälder von den Wüstenregionen durch äolische Staub- und Nährstofftransporte: Auf den ausgewaschenen Böden weiter Teile Amazoniens könnte das Waldökosystem ohne regelmäßige Düngung mit Saharastaub seine biologische Vielfalt nicht aufrechterhalten. In ähnlicher Weise stellen Staub- und Feuerstürme in den Graslandbiomen Nährstoffe und Bodenmaterial für die Wälder zur Verfügung. Abhängigkeiten ergeben sich aber nicht nur über Fernwirkungen, auch in direkter Nachbarschaft besteht ein Wechselspiel von Kooperation und Konkurrenz um Nährstoffe und insbesondere um Wasser. Die Bedeutung eines Bioms für die anderen könnte deshalb durch die Zahl der Interaktionen bewertet werden: Ob ein Biom in Wechselwirkung mit anderen steht oder relativ autonom organisiert ist, gibt einen wichtigen Hinweis auf mögliche weitere Folgen lokaler Schädigungen, insbesondere aber auch auf die Auswirkungen auf das Gesamtsystem.

Vernetzung von Bio- und Anthroposphäre: Das Raubbau-Syndrom

G

„Raubbau“ als Syndrom des Globalen Wandels G 1

Nachdem die Syndromanalyse (WBGU, 1994–1998) bereits an verschiedenen Stellen im Gutachten angesprochen wurde, wird in diesem Kapitel eine detaillierte Analyse eines typischen Musters nichtnachhaltiger Nutzung der Biosphäre vorgenommen. Wesentliches Charakteristikum dieser Forschungsmethode ist die Analyse der *Vernetzung natürlicher und gesellschaftlicher Faktoren.* Ausgewählt wurde das Raubbau-Syndrom.

G 1.1 Charakterisierung

Das Raubbau-Syndrom beschreibt die rasche, bis zur Zerstörung bzw. Ausrottung reichende Übernutzung nachwachsender Ressourcen sowie die Degradation oder Vernichtung von Ökosystemen aufgrund kurzfristiger Nutzungsinteressen. Irreversible Verluste an biologischer Vielfalt sind die Folge. Die Verluste für den Menschen treten teils unmittelbar, teils zeitlich versetzt und diffus auf. Von diesem Syndrom sind vor allem die globalen Waldökosysteme mit den letzten verbliebenen Primärwäldern in tropischen und borealen Regionen betroffen. Die Überweidung von Steppen und Savannen, aber auch die Ausrottung einzelner Tier- und Pflanzenarten oder die Überfischung der Weltmeere sind weitere Beispiele einer nichtnachhaltigen Naturnutzung, die sich nach dem typischen Muster des Raubbau-Syndroms vollzieht (WBGU, 1996b, 1998a; QUESTIONS, 1996, 1998; Cassel-Gintz, 1997).

G 1.2 Erscheinungsformen

Historische und aktuelle Beispiele aus verschiedenen Regionen und Umweltmedien beschreiben die ganze Breite anthropogener Naturzerstörungen. Sie haben eines gemeinsam: Die Mensch-Natur-Interaktion folgt im Kern in diesen auf den ersten Blick verschiedenen Fällen immer wieder dem typischen Muster des Raubbau-Syndroms.

Historische Beispiele

Das Raubbau-Syndrom tritt in der menschlichen Entwicklungsgeschichte bereits sehr früh auf. Schon in der Antike wurde beobachtet, daß eine schnelle, die Regenerationsfähigkeit übersteigende Nutzung einer nachwachsenden Ressource vielfältige negative Folgen für Natur und Zivilisation mit sich bringt. Ein frühes Beispiel ist die Entwaldung des Mittelmeerraums in der Antike, weil Hölzer für den Schiffs- und Städtebau benötigt wurden. Bereits Platon berichtet in seinem Dialog Kritias (ca. 350 v. Chr.) über die Abholzung der attischen Hänge, wodurch die Bodenschicht der Wassererosion schutzlos preisgegeben wurde und von einer einst blühenden und „fetten“ Landschaft nur noch das „kahle Gerippe“ übriggeblieben sei. Mitte des 19. Jahrhunderts machten Autoren wie Carl Fraas oder Georg Perkins Marsh auf den Raubbau an Waldressourcen und seine negativen Konsequenzen aufmerksam (Schramm, 1984; Brüggemeier, 1998).

Die fast vollständige Ausrottung der nordamerikanischen Bisons wegen ihrer Felle im letzten Jahrhundert ist ein Beispiel für eine andere mediale Ausprägung des Raubbau-Syndroms. Hier wurde der Bestand einer Tierart aufgrund kurzfristiger ökonomischer Interessen in kürzester Zeit bis auf ein Minimum reduziert. Ähnlich führte der industrielle Walfang in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts fast zur Ausrottung einiger Arten.

Diese Beispiele deuten bereits den Skalenwandel in der Problematik des Raubbau-Syndroms an. Waren die Folgen früher eher auf kleinere Naturräume beschränkt und hatten primär regionalen Charakter, so sind heute oft große Regionen oder sogar – wie im Fall der Entwaldung mit Rückkopplungen zum globalen Klima – das Erdsystem als Ganzes betroffen. Selbst wenn man die Verluste für zukünftige Generationen nicht berücksichtigt, sind daher heute wesentlich mehr Menschen mit den Folgen des Raubbaus konfrontiert.

Regionale Beispiele

Das Raubbau-Syndrom läßt sich derzeit z. B. in Malaysia in verschiedenen medialen Ausprägungen feststellen. Bei der Vernichtung von Waldökosystemen befindet es sich gegenwärtig in seiner Endphase: Nachdem vor allem die Waldbestände mit der ökonomisch wertvollen Familie *Dipterocarpaceae* (bis zu 70 m hohe Urwaldbäume) in Sarawak und Sabah durch Holzentnahme großflächig zerstört wurden, gehen Holzfirmen aus Malaysia in jüngerer Zeit dazu über, Einschlagskonzessionen in anderen südostasiastischen Ländern sowie in Guyana, Brasilien und Surinam zu erwerben. Dies ist ein Beispiel

für die räumliche Verlagerung des in seinen langfristigen sozialen, ök ologischen und ökonomischen Folgen ruinösen, aber aus der einzelwirtschaftlichen Perspektive der international operierenden Holzindustrie kurzfristig höchst lohnenden Mechanismus. Die Persistenz wichtiger Trends innerhalb des Syndroms und dadurch geprägter Strukturen wird hier besonders deutlich: Holzeinschlagsfirmen und das angegliederte verarbeitende Gewerbe haben über Jahrzehnte, unterstützt durch großzügige Konzessionsvergabe, ein beträchtliches technisches, ökonomisches und Humankapital aufgebaut, das auch dann weiterhin rentabel eingesetzt sein will, wenn die Ressource vor Ort erschöpft ist. Unter dem Konkurrenzdruck einer globalisierten Holzeinschlagsindustrie verschärft sich dieser Trend zu einer transkontinentalen Ausbreitung des Syndroms.

Eine andere mediale Ausprägung des Raubbau-Syndroms in der gleichen Region stellt der Fischfang in Malaysia dar. Traditionell war er wenig produktiv und auf die flachen Küstenzonen begrenzt. In den 70er Jahren fand jedoch eine Modernisierung und Mechanisierung der Fischereiindustrie und Fangflotte statt, Malaysia wurde eine der führenden Fischereinationen. Die Produktion erreichte in den 80er Jahren ihren Höhepunkt und ist seitdem wieder hauptsächlich auf die stark übernutzten Küstenregionen beschränkt (ECB, 1997). In Form der starken Überfischung der küstennahen Fischbestände sowie zerstörender Fangmethoden (z. B. in Form von Dynamit- und Zyanidfischerei, Kap. E 2.4) im Bereich der ökologisch hochsensiblen Korallenriffe ist das Raubbau-Syndrom in der malaiischen Region damit auch im Umweltmedium „Wasser“ aktiv.

Negative soziale und ökonomische Folgen für eine Region, in der das Raubbau-Syndrom in der Vergangenheit existierte, sind beispielsweise auf den Philippinen sichtbar. In den 60er und 70er Jahren gehörte das Land aufgrund einer extrem nichtnachhaltigen Forstpolitik zu den vier größten Holzexportnationen der Welt. Innerhalb kurzer Zeit gingen dadurch 90% der philippinischen Wälder verloren. Das Land wurde zum Holzimporteur, und etwa 18 Mio. Menschen, die vorher hauptsächlich in und von den Wäldern lebten, verarmten (Abramovitz und Mattoon, 1999).

Überfischung

Das regionale Beispiel Malaysia deutet schon an: Nicht nur Wälder und andere Landschaften, auch die Nutzung mariner und limnischer Ökosysteme findet oft in jener Weise statt, die hier als Raubbau-Syndrom beschrieben wird. Mittlerweile stellt die Überfischung eine ernsthafte Bedrohung aquatischer Ökosysteme dar (Kap. E 3.4).

Die einfachste Erklärung der Überfischung ist, dieses Problem darauf zurückzuführen, daß (Meeres-)Fische ein Gut mit freiem Zugang (open access) sind, an deren Erhaltung niemand Interesse hat und die darum übernutzt werden, da es keinen individuellen Vorteil gibt, Fische zu verschonen, die dann doch nur der nächste Fischer fängt. Die Überfischung auf diese Weise als ein klassisches Open-Access-Problem zu betrachten, greift allerdings zu kurz, da so nicht erklärt werden kann, warum bisher dieses Fehlverhalten nur sehr unzureichend behoben werden konnte – selbst wenn es sich, wie z. B. in den EU-Gewässern, nicht mehr um freien Zugang im engeren Sinn handelt. Zusätzlich sind also andere Faktoren heranzuziehen, eine Hauptursache ist Subventionierung: Verschiedene Schätzungen deuten darauf hin, daß der Fischfang insgesamt Verluste macht, die durch Subventionen je nach Unternehmen und Region teilweise oder vollständig aufgefangen oder sogar überkompensiert werden. Eine besondere Fehlsteuerung stellen Subventionen für den Ausbau der Fangflotte dar, deren Kapazität weltweit seit vielen Jahren schneller zunimmt als die Fänge (Kap. E 3.4). Eine zu große Fangflotte fordert weitere Subventionen geradezu heraus. Diese Entwicklung läßt sich, ebenso wie die Übernutzung des Waldes, zu einem guten Teil durch den Einfluß der Fischereilobby erklären, die ebenso wie die Holzlobby einen Abbau von Subventionen zu verhindern sucht. Die nachhaltige Nutzung aquatischer Ökosysteme ist allerdings aus mehreren Gründen schwieriger zu regulieren als die der Wälder:

- Schon die Kontrolle ist schwieriger. Ein Beispiel dafür sind die Anlandungspraktiken: Oft werden mehr Fische gefangen als angelandet, weil die Fischer jene Fische, die keinen besonders hohen finanziellen Ertrag erbringen, wieder über Bord werfen (Kap. E 3.4). Diese Praxis wird durch strenge Fangquotenregelungen eher noch gefördert und ist kaum kontrollierbar.
- Es ist kaum möglich, Eigentumsrechte an Fischgründen für einzelne Fischer zu definieren und damit Anreize für eine ressourcenschonende Nutzung zu setzen. In der Praxis erhalten immer nur Staaten solche Eigentumsrechte, und Fischfangunternehmen besitzen höchstens Eigentumsrechte an Fangquoten.
- Die Vorhersage der Fischpopulationen ist relativ schwierig (Kap. E 3.4). Dies führt dazu, daß sich nachhaltig zu bewertende Fangquoten unvorhersehbar innerhalb kürzester Zeit ändern können, was Planungsprobleme bei den Fischereiunternehmen verursacht. Andererseits ist der Nutzen einer nachhaltigen Fischbewirtschaftung nicht sofort ersichtlich, da ein statistischer Zusammenhang zwischen der gefangenen Menge und der Rekrutierungsrate im folgenden Jahr kaum nachzuweisen ist. Bei Wäldern ist dagegen der Aufwuchs gut kalkulierbar, und die Folgen nichtnachhaltiger Bewirtschaftung werden sofort deutlich. Allerdings sind durch kürzere Lebenszyklen der wichtigsten Nutzfische jedoch auch relativ schnelle Regenerationen

möglich. Besonders wichtig sind hier daher vorausschauende Strategien der Risikominimierung unter höheren Unsicherheiten (WBGU, 1999a).

Das Raubbau-Syndrom in Form der Überfischung zeichnet sich ferner dadurch aus, daß für eine begrenzte Zeit die Möglichkeit besteht, nach der Übernutzung einer Subregion die Kapazitäten aufrechtzuerhalten und auf eine andere Subregion auszuweichen: Die Fischereiflotten stoßen in immer neue Fischgründe vor und fangen immer neue Arten, zumeist solche, die bis zur Überfischung der „höherwertigen" Arten nicht interessant waren.

Für die Überfischung lassen sich Räume bestimmen, die potentiell für das Raubbau-Syndrom anfällig sind. Diese *Disposition* wird sowohl durch naturräumliche Faktoren als auch durch die oben beschriebenen sozioökonomischen Strukturen bestimmt. Zu ersteren sind ökosystemare Faktoren wie z. B. Sauerstoff- und Nährstoffgehalt der Gewässer, die eine hohe Planktonproduktion in der oberflächennahen Meeresschicht ermöglichen, zu zählen. Somit können besonders Küsten- und Schelfregionen sowie Randmeere als disponiert angesehen werden. Diese im Verhältnis zu den weit größeren Lebensräumen der offenen Ozeane prozentual kleinen Subsysteme stellen ca. 90% der marinen Fischproduktion. Aufgrund sozioökonomischer Faktoren sind Gebiete disponiert, die außerhalb der 200 sm Bewirtschaftungszone (EEZ, Exclusive Economic Zone) liegen, da dort der direkte Einfluß von Regierungen deutlich geringer ist. Das gilt auch für Küstengewässer von Staaten, die den Vollzug ihrer Fischereirechte nicht effektiv kontrollieren können.

Ausrottung und Bedrohung einzelner Arten

Der Handel mit einzelnen Tier- und Pflanzenarten hat regional zu erheblichen Eingriffen in Ökosysteme geführt, weshalb heute ca. 5.000 Tier- sowie 25.000 Pflanzenarten durch das Washingtoner Artenschutzabkommen geschützt werden (Kap. D 3.4). Der (internationale) Handel ist oft eine Reaktion auf sehr spezifische, mit Kultur, Lebensweisen oder Traditionen verbundene Bedürfnisse. So beobachtet man besonders im südostasiatischen Raum starke Verluste wertvoller Tierarten wie Tiger und Nashorn zur Gewinnung traditioneller, vor allem chinesischer Heilmittel. In jüngerer Zeit führte auch die Verwendung von Heilpflanzen für in Europa gebräuchliche Pharmazeutika zu einer Bedrohung einzelner Arten. Der Wunsch nach Luxusgütern ist nach wie vor ein Motiv für den Handel mit Elfenbein, Reptilienhäuten oder Pelzen seltener Raubtiere. Bei anderen Arten, wie z. B. den Walen, ist die Jagd gerade wegen der Vielfalt ihrer Verwendungsmöglichkeiten so lukrativ. Gemeinsam ist allen Fällen die für das Raubbau-Syndrom typische Priorität kurzfristiger Nutzung ohne Beachtung der notwendigen Regenerationszeiten, die in vielen Fällen zur Ausrottung von Arten führte und immer noch führt.

G 1.3
Medialer Schwerpunkt: Globale Waldökosysteme

In Kenntnis der vielfältigen Erscheinungsformen des Raubbau-Syndroms sollen im folgenden Waldökosysteme einer Syndromanalyse unterzogen werden.

G 1.3.1
Die Wälder der Erde: Bestand und Gefährdung

Entwicklung der Waldbestände

Die globalen Waldflächen wurden historisch in immer stärkerem Maß vom Menschen bestimmt. Bei Einführung des Ackerbaus vor etwa 10.000 Jahren waren weltweit schätzungsweise 6,2 Mrd. ha bewaldet (Burschel, 1995; WRI, 1997). Die heutige Waldfläche wird mit rund 3,45 Mrd. ha angegeben, davon die Hälfte tropische Wälder (1,76 Mrd. ha) und die andere Hälfte boreale (0,93 Mrd. ha) und temperate Wälder (0,75 Mrd. ha; FAO, 1997b). Dieses entspricht einem Rückgang von 40% auf 27% der eisfreien Landoberfläche über die letzten 10.000 Jahre und dokumentiert die Kontinuität des Entwaldungsprozesses. Die globale Verteilung der heutigen und historischen Waldressourcen ist in Abb. G 1.3-1 dargestellt.

Gegenwärtige Waldflächenänderung

Zwischen 1980–1995 ist die globale Waldbedeckung um 180 Mio. ha zurückgegangen (Abb. G 1.3-2). Vor allem in Entwicklungsländern wurden etwa 200 Mio. ha Wald hauptsächlich für landwirtschaftliche Nutzung vernichtet – eine Entwicklung, die auch viele Industrieländer in ihrer früheren Entwicklungsphase durchlaufen haben (Brüggemeier, 1998). Mittlerweile ist dort aber zwischen 1980–1995 ein flächenmäßiges Waldwachstum durch Aufforstung und Flächenstillegungen in der Landwirtschaft zu verzeichnen (FAO, 1997b).

G 1.3.2
Einordnung des Kernproblems Entwaldung in die Syndrome

In den verschiedenen Regionen der Welt sind für die Entwaldung deutlich unterscheidbare Typen auszumachen (FAO, 1997b), die verschiedenen Syndromen zugeordnet werden. Nur ein Teil der globalen Entwaldung vollzieht sich nach dem Muster des Raubbau-Syndroms.

Die in Afrika vorherrschende Transformation geschlossener Waldflächen über Zwischenstadien zu Gebüsch und Brache ist vor allem allem auf die Ausweitung von Subsistenzlandwirtschaft unter ländlichem Armuts- und Bevölkerungsdruck zurückzuführen (FAO, 1997b).

G **Das Raubbau-Syndrom**

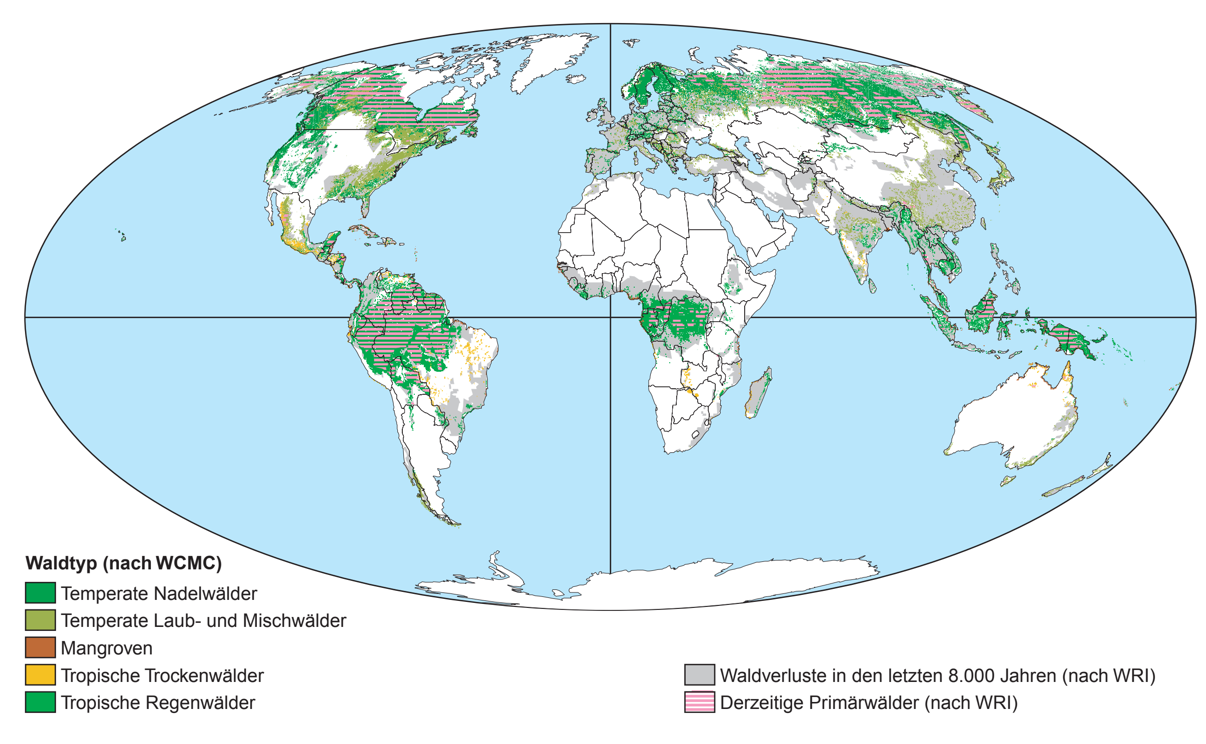


Abbildung G 1.3-1
Verteilung der Primärwälder und Waldtypen.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

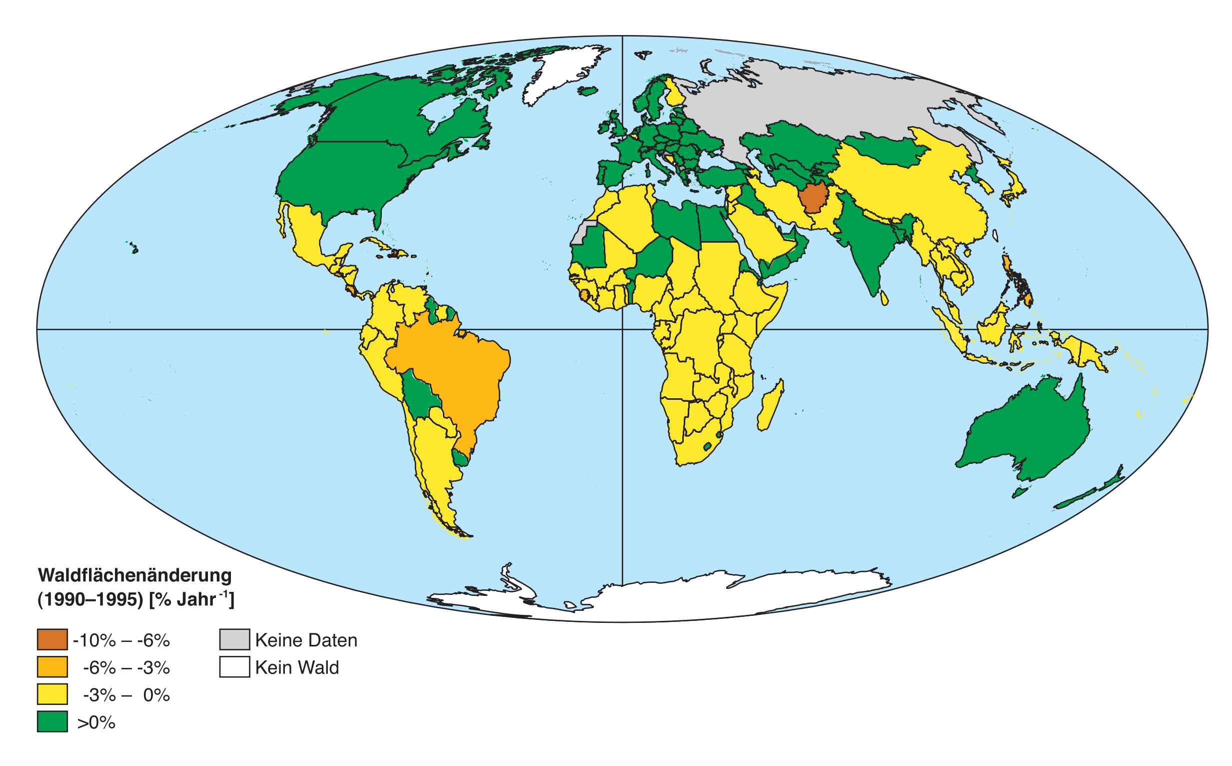


Abbildung G 1.3-2
Jährliche Rate der Waldflächenänderung zwischen 1990 und 1995.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

Dieser in geringerer Stärke auch in Asien und Lateinamerika auftretende Mechanismus kann als Ausdruck des Sahel-Syndroms gedeutet werden (WBGU, 1996b; QUESTIONS, 1996, 1998; Schellnhuber et al., 1997; Petschel-Held et al., 1999). Die in Lateinamerika dominierende relativ rasche Umwandlung geschlossener Primärwälder in andere Formen der Landbedeckung ist häufig auf staatlich geplante Maßnahmen (z. B. Umsiedlungsaktionen oder den Bau von Staudämmen) zurückzuführen. Dieses Muster wurde vom Beirat als Aralsee-Syndrom klassifiziert (WBGU, 1998a).

Die großflächige Umwandlung von Waldflächen zu landwirtschaftlicher Nutzfläche mit anschließender gewinnorientierter Cash-Crop- (z. B. Ölpalmplantagen) oder intensiver Weidenutzung kann hingegen als Dust-Bowl-Syndrom bezeichnet werden. Diese Konversion erfolgt meistens durch großflächige Brandrodung und wird auch – neben einem verstärkend wirkenden außergewöhnlichen El-Niño-Ereignis – als eine wesentliche Ursache für die „Jahrhundertwaldbrände" des Jahres 1998 in Indonesien angesehen. In geringerem Ausmaß sind auch Maßnahmen zur Gewinnung nicht erneuerbarer Rohstoffe (Öl und Gas, Edelsteine, Erze usw.) für die Waldvernichtung verantwortlich. Der „störende" Wald wird beseitigt, der möglicherweise erzielte Gewinn aus dem Holzverkauf ist ein Nebenprodukt. Dieses Muster hat der Beirat als Katanga-Syndrom bezeichnet.

Obwohl die temperaten Wälder Nordamerikas und Europas etwa 1/3 des weltweiten Holzaufkommens liefern, weiten sich die Waldflächen in diesen Regionen seit einiger Zeit aus. Gründe dafür sind vor allem Flächenstillegungen in der landwirtschaftlichen Produktion sowie die Aufforstung mit artenarmen Nutzholzkulturen. Die Gefährdung der Wälder in diesen Regionen geht mithin vor allem von der Verdrängung natürlicher Waldbestände durch strukturell und biologisch verarmte Monokulturen aus (Schmidt, 1997). Diese Verdrängung erfolgt oft im Rahmen langfristiger Waldbewirtschaftung und stellt eine langsame, schleichende Form des Raubbau-Syndroms dar. Waldschädigungen über die Bioakkumulation von Schwefel- und Stickstoffverbindungen führen zu großen Schäden im Bereich dieser Wälder (Saurer Regen). Dieses Syndrom wurde vom Beirat als Hoher-Schornstein-Syndrom (WBGU, 1998a) identifiziert und beschreibt die Fernwirkung von Emissionen. Durch eine möglichst feine Verteilung in Luft und Wasser sollen Schadstoffe entsorgt werden. Sie wirken dann in anderen Regionen direkt auf Lebensgemeinschaften oder reichern sich in den Organismen an.

Der Mechanismus des Raubbau-Syndroms

G 2

G 2.1
Syndromkern

Im Kern besteht die Problematik des Raubbau-Syndroms in der zeitlichen Diskrepanz zwischen menschlicher Nutzung und natürlichem (Nach-) Wachsen der Ressource (Abb. G 2.1-1). Die für dieses Syndrom charakteristischen Prozesse auf naturräumlicher Ebene sind einerseits durch die Trends Übernutzung biologischer Ressourcen und Schädigung bzw. Konversion des Ökosystems gekennzeichnet. Andererseits gibt es direkte und indirekte Schäden in weiteren Umweltbereichen: Bodenverdichtung oder Veränderung der lokalen Wasserbilanz sind Beispiele. Die Entnahme der Ressource erfolgt in einem Ausmaß, das die Reproduktionsfähigkeit übersteigt und im Extremfall mit der irrversiblen Vernichtung von Arten oder Ökosystemen verbunden ist. Damit bedroht dieses Syndrom die Funktionalität der Biosphäre insgesamt und verändert globale Regel- und Stoffkreisläufe. Eine Besonderheit des Raubbau-Syndroms besteht darin, daß es sich – das Weiterbestehen der Antriebskräfte vorausgesetzt – in einer Region B „fortpflanzt", wenn es sich in Region A durch vollständige Übernutzung erschöpft hat („Wunderkerzeneffekt"; Abb. G 2.4-1).

Als wesentliche anthropogene Ursache kann die nicht auf langfristige Bewirtschaftung, sondern kurzfristige Gewinnmaximierung ausgerichtete Nutzung der Wälder durch lokale, oft auch multinationale Akteure in der Holzwirtschaft angesehen werden. Oft wird diese Praxis durch den Staat toleriert oder sogar aktiv unterstützt: vermeintliche und tatsächliche Vorteile durch diese Art der Nutzung (wie die Entstehung von Einkommen, Beschäftigung, Steueraufkommen, Deviseneinnahmen) einerseits sowie offensichtliches „Politikversagen" (wie Korruption, fehlende Mittel für Verwaltung und Exekutive) oder defizitäre Infrastrukturausstattung andererseits veranlassen Regierungen typischerweise sogar zu begünstigender Politik wie der Gewährung von Subventionen oder Steuervorteilen; sie sind somit für die mangelhafte Einhaltung bestehender Schutzvorschriften verantwortlich.

Angeregt wird die politisch nicht verhinderte oder geförderte Übernutzung biologischer Ressourcen im wesentlichen durch zwei Faktoren: zum einen durch den zunehmenden Verbrauch von Energie (Brennholz) und Rohstoffen (Holzprodukte), zum anderen durch eine Veränderung der Nachfragestruktur (Produktpalette). Während der erste Aspekt eher quantitativer Natur ist, zielt der zweite auf qualitative Änderungen in der Zusammensetzung des Verbrauchs. Die Übernutzung wird durch „Politikversagen" nicht nur gefördert, sie nährt auch umgekehrt diesen Antriebstrend. Hier ist sowohl das Phänomen der Korruption bedeutsam, das in vielen „Raubbau-Ländern" eine wichtige Rolle spielt, als auch die Bedeutung der Holzlobby. In beiden Fällen haben soziale Akteure, die von der aktiven Übernutzung in der Vergangenheit profitiert haben, ein hohes Maß an ökonomischem, sozialem und politischem Kapital angesammelt, um auf Regierungen entsprechenden Druck bei Konzessionsvergabe, Gesetzgebungs- oder -auslegungspraxis auszuüben, der seinerseits den zukünftigen Raubbau begünstigt.

Das politische System verhält sich im Rahmen des historisch weitgehend stabilen Syndromkerns erst dann syndromdämpfend, wenn die Schädigung von Funktion und Bestand der Ressource so weit fortgeschritten ist, daß sich daraus keine Einkünfte mehr erzielen lassen. Daß sich hier auch politischer Protest oder wissenschaftliche Bedenken geltend machen können, ist ein historisch vergleichsweise junges Phänomen, das zum aktuellen Beziehungsgeflecht, nicht aber zum klassischen Kern gehört.

G 2.2
Trends und Wechselwirkungen des Syndroms

Mit dem *Syndromkern* verfügt man zwar über eine historisch relativ robuste Beschreibung der nichtnachhaltigen „Verschaltung" von Mensch und Wald, gleichwohl wird man damit der aktuellen Ausprägung des globalen Holzraubbaus und seiner biosphärischen Bedeutung nicht gerecht. Das *syndromspezifische Beziehungsgeflecht* analysiert die relevanten Trends und ihre Wechselbeziehungen detaillierter und bezieht aktuelle Faktoren mit ein (Abb. G 2.2-1).

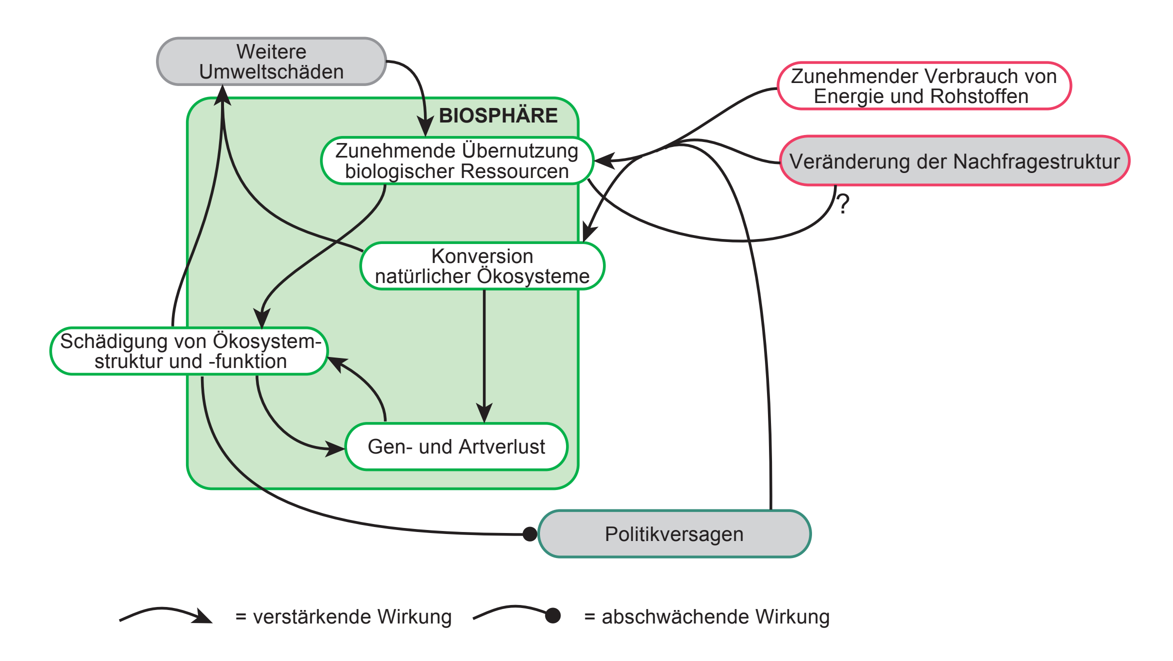


Abbildung G 2.1-1
Kern des Raubbau-Syndroms. Grau unterlegte Ellipsen indizieren aggregierte bzw. Hilfsvariablen, die nicht im globalen Beziehungsgeflecht enthalten sind (Erläuterung der dargestellten Mechanismen siehe Text).
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

Trends in der Wirtschaftssphäre

Betrachtet man die Logik für den Ablauf des Raubbau-Syndroms, dann ist die Existenz eines lukrativen Marktes der Ausgangspunkt, welcher durch eine zunehmend globale Nachfrage angetrieben wird (*Globalisierung der Märkte*). Im Falle der Syndromausprägung „Wald“ ist dieses der Markt für Holz und Holzprodukte (Papier, Pappe, Möbel, Bauholz, Furnierholz, Spanplatten, Kücheneinrichtungen, Fenster usw.), im Falle der Syndromausprägung „Fisch“ der Markt für Frischfisch und Fischprodukte (Fischöl, Fischmehl, Tiefkühlware usw.). In den letzten Jahren tritt neben die hohe und kaufkräftige Nachfrage der Industrieländer zunehmend die Binnennachfrage aus Schwellen- und Entwicklungsländern (z. B. Brasilien, Malaysia) (*Ausbreitung westlicher Konsum- und Lebensstile*). Dabei spielt für die nachgefragte Menge neben der Anzahl der Konsumenten und deren Wohlstands- und Anspruchsniveau auch die Technologie der Ressourcengewinnung und -verarbeitung sowie die Konsumtionsweise eine entscheidende Rolle. Einerseits verschärfen *Automatisierung und Mechanisierung* das Syndrom, die breite Verfügbarkeit der Kettensäge oder von schwerem Holzverarbeitungsgerät sind dafür Beispiele. Andererseits wirkt sich der technische Fortschritt auch ressourcenschonend aus. Geringere Ausschußraten und höhere Recyclingquoten können teilweise zu großen Holzeinsparungen führen und dämpfend auf bevölkerungs- und wohlstandsbedingte Nachfragezuwächse wirken. Der Ersatz von Holzprodukten durch andere Materialien kann die Entnahmerate der Ressource weiter senken. Dieser Effekt wird durch den Trend *Entwicklung neuer Werkstoffe, stoffliche Substitution* berücksichtigt.

Die dominanten Nachfragesektoren im Bereich der Holzwirtschaft sind Bau, Industrie, einzelne Konsumgüterbereiche (z. B. Möbel, Papier, Verpackung) sowie verschiedene Infrastrukturbereiche (z. B. Eisenbahnschwellen, Telegraphenmasten), die alle an die gesamtwirtschaftliche Entwicklung und die Technologie- und Konsumstruktur eines Landes gekoppelt sind. Daneben spielt, vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern, der Brennholzbedarf ein wichtige Rolle (*zunehmender Verbrauch von Rohstoffen und Energie*). Unter gleichbleibenden Bedingungen wird der Holzbedarf eines Landes allein durch das Bevölkerungswachstum bestimmt, kann aber mit steigendem Woh lstandsniveau zusätzliche Wachstumsimpulse erfahren.

In einigen Industrieländern ist seit kurzem die Nachfrage nach Tropenhölzern rückläufig bzw. stagniert, teilweise als Folge veränderter Rahmenbedingungen im Welthandel (*Zunahme internationaler Abkommen und Institutionen*), teilweise als Folge veränderter Konsumgewohnheiten (*Zunahme des Umweltbewußtseins*) bzw. einer wachsenden *Sensibilisierung für globale Probleme* in der Bevölkerung. Die Debatte um die Einführung von Produktkennzeichnungen (Zertifizierung; Kasten E 3.3-8) ist dafür kennzeichnend.

Damit sich die Nachfragestruktur syndromverstärkend auswirkt, muß es einen nach Umsatz und Beschäftigung ökonomisch bedeutsamen holzwirtschaftlichen Sektor geben. Die Palette reicht dabei von holzeinschlagenden Firmen über Sägewerke und Papierfabriken bis hin zu Herstellern von Möbeln und sonstigen Gebrauchsgegenständen bzw. Investitionsgütern aus Holz. Die Heterogenität der Betriebstypen hinsichtlich ihrer technischen Ausstattung ist dabei weltweit, aber auch innerhalb eines Landes sehr groß. Der syndromverstärkende Einfluß eines Unternehmens ist um so höher, je „flächendeckender" (z. B. internationaler) und ineffizienter es operiert. In Indonesien etwa wurden Mitte der 90er Jahre nur 43% des eingeschlagenen Holzes zu Produkten verarbeitet, der Rest war Abfall. In anderen Entwicklungs- und Schwellenländern ist die Relation mit 45% Abfall etwas günstiger (Jepma, 1995; Dudley et al., 1996). Hier liegt also noch ein großes Potential für eine ressourcenschonende Effizienzrevolution.

Eine wesentliche Folge des Raubbau-Syndroms ist die dämpfende Wirkung auf den Trend *Wirtschaftswachstum* im Herkunftsland. Grundsätzlich spiegelt sich in dieser Wechselbeziehung die Gefährdung der eigenen Lebensgrundlagen wider, mithin das wesentliche Agens für die Entstehung der Umweltpolitik und der Nachhaltigkeitsdebatte. Naturzerstörung und -degradation beim Auftreten des Raubbau-Syndroms führen zur Vernichtung oder Behinderung der wachstumsrelevanten Lebensraumfunktion, aber auch von mittelbar relevanten Reinigungs-, Produktions- und Absorptionsfunktionen bei den betroffenen Umweltgütern (de Groot, 1992). Zwei weitere Effekte sind ebenso problematisch. Kurzfristige Gewinnorientierung steht beim Raubbau-Syndrom typischerweise in Konflikt mit einer auf längere Sicht ausgerichteten, produktiven und ressourcenschonenden Bewirtschaftung der Wälder. Oft schon mittelfristig, zweifellos aber auf längere Sicht leidet die örtliche Bevölkerung unter negativen Beschäftigungseffekten, Möglichkeiten für Produktion und Einkommenserzielung (für Private wie für den Staat) werden vernichtet, negative regionalpolitische, wachstums- bzw. entwicklungspolitische Effekte sind die Folge. Mit der Vernichtung von in Jahrtausenden entstandenen Ökosystemen und Arten entsteht schließlich ein irreversibler Schaden in der Form verlorener Quellen für neues Wissen, ein Faktor, der als höchst wachstumsrelevant einzustufen ist. Abgesehen von den generellen Schwierigkeiten einer monetären Erfassung des Schadensausmaßes ist die Abschätzung hier besonders schwierig, weil die vernichteten Ökosysteme weitgehend unerforscht waren, ihr ökonomischer Nutzen daher unbekannt ist. Es ist außerdem nicht unwahrscheinlich, daß erst zu einem späteren Zeitpunkt produktive Verwendungsmöglichkeiten für bekannte, aber gegenwärtig ökonomisch „unbedeutende" Tier- oder Pflanzenarten entdeckt werden (Optionswert, Kap. H).

Eine weitere viel diskutierte Antriebskraft für das Raubbau-Syndrom ist die *internationale Verschuldung* vieler Entwicklungs- und Schwellenländer (Miller, 1991; Kahn und McDonald, 1995). Sie wirkt allerdings eher indirekt und kommt erst durch das Versagen der für die Ressource Holz entscheidenden politischen Institutionen zum Tragen. Dafür gibt es zwei Gründe: Zum einen kann eine Verschuldung der öffentlichen Haushalte die privatwirtschaftlichen Akteure nur über den Umweg haushalts-, fiskal- und wirtschaftspolitischer Maßnahmen erreichen. Diese können, müssen aber nicht zur Entscheidung führen, mit dem Einschlag und dem Export der heimischen Ressource Holz den Schuldendienst zu bedienen. Zum anderen ist zu bedenken, daß der verschuldungsbedingt gesunkene Handlungsspielraum des Staates, den man für einen verstärkten Druck auf die natürlichen Ressourcen geltend machen möchte, tendenziell auch dazu führt, daß die dem Raubbau förderliche Infrastruktur – für gewöhnlich ja eine kostensenkende Vorleistung der öffentlichen Hand für private Ressourcennutzer – nicht (mehr) finanzierbar ist. Für diesen gegenläufigen Zusammenhang – d. h. Verschuldung wirkt eher hemmend auf die Ausbreitung des Syndroms – ist Ecuador in den Jahren 1974–1982 ein Beispiel (Wunder, 1997). Auch die südostasiatischen Länder wiesen über viele Jahre hinweg (bis zur ökonomischen Krise im Herbst 1997) relativ geringe Verschuldungsraten und gleichzeitig hohe Entwaldungsraten auf.

Trends in der gesellschaftlichen Organisation

Der holzverarbeitende Sektor besitzt auch indirekten Einfluß auf die Politik. Eine dauerhafte „Raubbauökonomie" ist in der Regel mit der Bildung von mächtigen Lobbies (Individuen, Gruppen, Clans, Verbände, Gewerkschaften usw.) verbunden, die zumindest auf regionaler Ebene das politische System unter großen Druck setzen können. Dieser wirtschaftliche Faktor spielt auch in Demokratien eine Rolle, in denen gesellschaftliche Teilinteressen durch Medienöffentlichkeit, Verbandsmacht und den Zwang zur Wiederwahl der Entscheidungsträger vorhandene Schutzziele aushebeln oder doch in erheblichem Ausmaß abschwächen können. Wenn die Nachfrage groß und die wirtschaftliche Bedeutung des forst- und holzwirtschaftlichen Sektors hoch ist, muß eine Entwaldung im Sinn des Raubbau-Syndroms jedoch nicht automatische Folge sein. Rund 80% der tropischen Wälder sind staatliches Eigentum (Jepma, 1995). Wirksamer politischer Schutz kann, das zeigen eine ganze Reihe positiver Beispiele, den wirtschaftlichen Druck auf die Wälder deutlich mildern und die Suche nach Alternativen (andere Werkstoffe, nachhaltiger Holzeinschlag) anre gen.

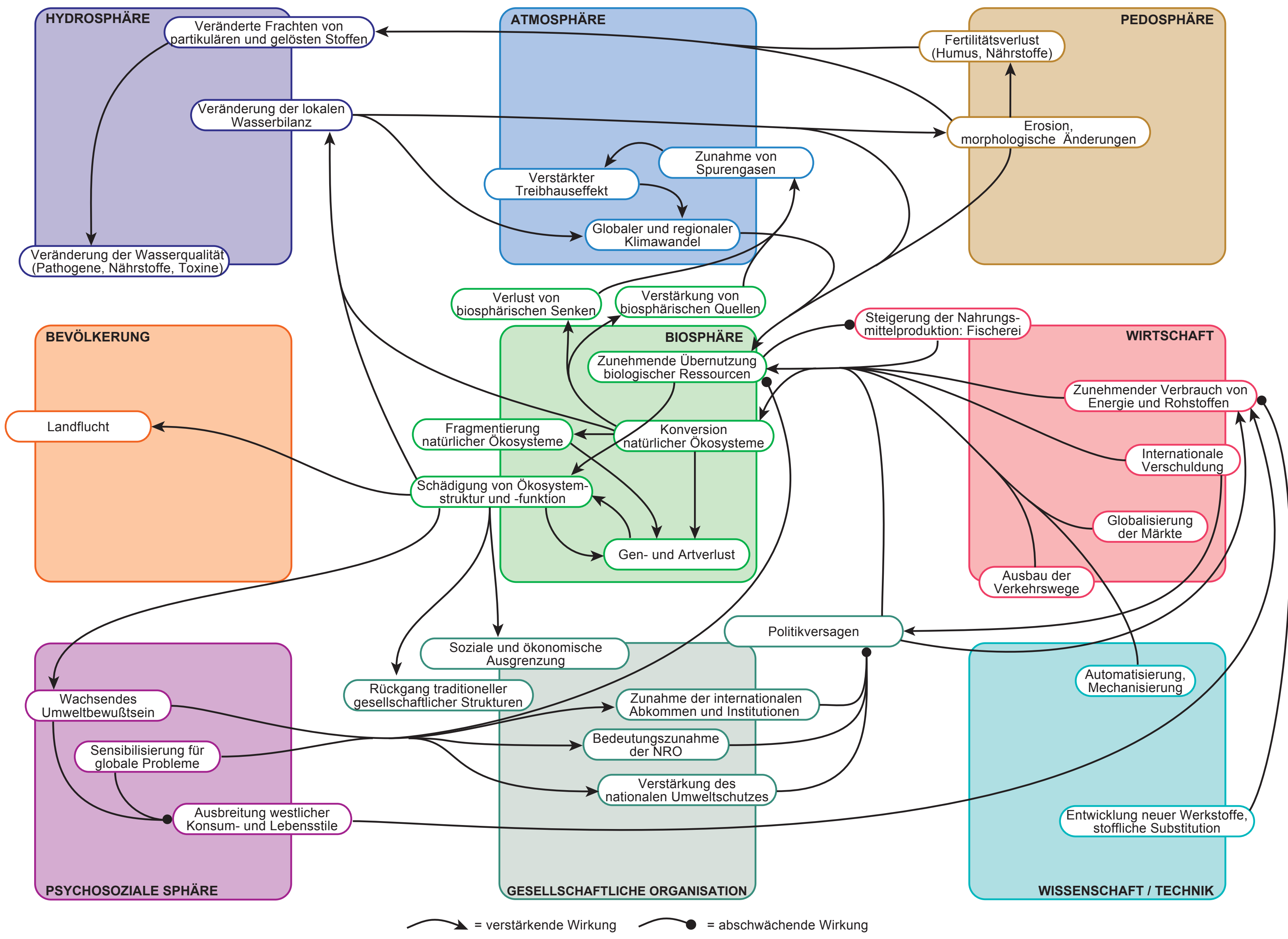


Abbildung G 2.2-1
Beziehungsgeflecht für das Raubbau-Syndrom (WBGU, 1994, 1996b, 1998a, 1999a). Erläuterungen der Wechselwirkungen im Text.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

G **Das Raubbau-Syndrom**

Zum Raubbau-Syndrom kommt es in der Regel erst dann, wenn die Marktkräfte und der wirtschaftliche Nutzungsdruck durch *Politikversagen* auf die Ressource einwirken. Mit „Politik“ wird hier das Handeln oder Unterlassen von Legislative, Exekutive und Judikative auf den verschiedenen Verwaltungsebenen bezeichnet. Unter „Versagen“ sollen die Unfähigkeit oder Unwilligkeit des politischen Systems oder einzelner politischer Akteure mit Blick auf die Ziele der nachhaltigen Waldwirtschaft bzw. des Naturschutzes verstanden werden. Es kann sich also sowohl um Unvermögen (z. B. aufgrund mangelnder finanzieller Mittel) als auch um Unwilligkeit handeln (z. B. bei anderen politischen Prioritäten oder dem Streben einzelner oder ganzer Gruppen nach persönlicher Bereicherung). Politikversagen in diesem Sinn hat mehrere Facetten, die grob nach zwei Bereichen differenziert werden können:

- Ein *direktes* Versagen der Politik ist überall dort zu konstatieren, wo im unmittelbar auf die Ressourcennutzung bezogenen Bereich aufgrund politischer Nicht- oder Fehlentscheidungen eine biosphärisch bedeutsame Waldregion der Raubbauwirtschaft preisgegeben wird. Dies kann zum einen dadurch geschehen, daß Konzessionen für den Holzeinschlag zu ökologisch und fiskalisch ungünstigen Konditionen vergeben werden (zu kurze Laufzeiten, zu geringe Gebühren, keine Ausschreibungen, zu große Territorien, keine oder zu geringe Schutzauflagen), oder dadurch, daß die staatliche Forstpolitik die Ressource nicht hinreichend schützt (nicht hinreichend viele Schutzgebiete und -gesetze oder zu geringe Kontrollen; schlechte finanzielle und personelle Ausstattung der Forstbehörden). Die in den offiziellen Statistiken in der Regel nicht ausgewiesene illegale Ressourcenentnahme, die durch das Versagen politischer Institutionen mit bedingt wird, verdient hierbei besondere Aufmerksamkeit. Sie spielt für den Forstbereich in Ländern wie Zaire, Brasilien, Laos oder Rußland eine besondere Rolle. Dieses direkte Politikversagen bezieht sich also auf das Forst- und Waldmanagement im weiteren Sinn.
- Werden die rechtlichen und fiskalischen Rahmenbedingungen so gestaltet, daß nichtnachhaltige Holz- und Forstwirtschaft begünstigt werden, handelt es sich um *indirektes* Politikversagen. So kann z. B. eine Infrastrukturpolitik betrieben werden, die auf eine offensive und rasche Erschließung von (abgelegenen) Waldgebieten abzielt (Ausbau der Verkehrswege). Auch Subventionen, Steuervergünstigungen oder Importschutzmaßnahmen für einen ökologisch und/oder ökonomisch ineffizienten holzverarbeitenden Sektor gehören in diese Kategorie.

Korruption ist in beiden Fällen eine besonders drastische Form des Politikversagens. An der Übernutzung interessierte Individuen oder Gruppen versuchen dann, ein dafür förderliches Verhalten der politischen Entscheidungsträger durch mehr oder weniger direkte „Gaben“ von Geld- oder Sachmitteln bzw. von Gegenleistungen anderer Art zu stimulieren (z. B. für die Konzessionsvergabe oder eine „weiche“ Auslegung von Schutzbestimmungen). Dabei können in der Vergangenheit erzielte Raubbau-Gewinne im Sinn einer „Zukunftssicherung“ dieser nichtnachhaltigen Wirtschaftsform genutzt werden, weshalb in Abb. G 2.2-1 ein verstärkender Pfeil von der *Übernutzung biologischer Ressourcen* zum *Politikversagen* führt.

Wälder sind auch Lebensraum von Menschen. Viele indigene Völker leben nicht nur im, sondern seit Jahrhunderten auch vom Wald – oft, aber nicht immer in nachhaltiger Form (Kap. E 3.1). Mit dem Druck auf die Ressource Holz ist auch der Lebens- und Kulturraum dieser Völker bedroht. Häufig werden ihre traditionellen Nutzungsrechte durch Wandlung des Waldes in Staatseigentum annulliert, nicht selten die ihnen eingeräumten Reservate zusätzlich nicht hinreichend geschützt. Übernutzung und Ökosystemschädigung zerstören den Lebensraum der indigenen Völker und vertreiben viele von ihnen in städtische oder ländliche Siedlungen, wo sie sozialer und ökonomischer Ausgrenzung ausgesetzt sind. Insgesamt ist der Raubbau an der Ressource Wald nicht nur mit einem Rückgang der Biodiversität verbunden, sondern auch mit Kulturverlust und einer Reduktion kultureller Vielfalt (*Reduktion traditioneller gesellschaftlicher Strukturen*). Dieser Verlust mag aktuell wenig spürbar sein, er hat aber im historischen Rückblick eine hohe Dynamik erreicht und kann unabsehbare kulturelle Folgen nach sich ziehen.

Trends in der Biosphäre

Die wesentlichen Folgen und Wechselwirkungen des Syndroms sind in der Biosphäre angesiedelt. Hier spielen insbesondere die Prozesse der natürlichen Sukzession sowie ihre Beeinflussung in Form zu starker anthropogener Nutzung biologischer Ressourcen (Walter und Breckle, 1983) eine Rolle. Die entscheidende Folge ist dabei die zunehmende *Übernutzung biologischer Ressourcen*, deren direkte Folgen zum einen die *Konversion natürlicher Ökosysteme*, zum anderen die *Fragmentierung natürlicher Ökosysteme* darstellen. Findet der Raubbau in Form eines Kahlschlags statt, wandelt sich das Ökosystem radikal: aus Primärwald wird dann Weidefläche, Ödland, Siedlungsfläche usw. Wird dagegen nur selektiv eingeschlagen (bestimmte Arten oder Altersstufen, abgegrenzte Areale), kommt es zu einer Fragmentierung des Ausgangssystems. Viele Sekundärwälder sind das Produkt solcher Fragmentierungsprozesse. Bei weiterer Übernutzung können auch sie vollständig konvertieren.

Beide Formen führen zum *Rückgang der Gen- und Artenvielfalt* sowie zur *Schädigung von Ökosystemstruk-*

tur und -funktion. Die direkte Folge des Raubbaus an nachwachsenden Ressourcen ist die Reduktion oder sogar Vernichtung von Arten. So nimmt etwa allein durch den sehr selektiven Einschlag der Bestand an südamerikanischem Mahagoni bedenklich ab. Daneben umfassen diese Wechselwirkungen aber auch weitergehende Aspekte, etwa Verschiebungen in der Artenzusammensetzung, weil z. B. Jungwald verstärkt durch Herbivoren geschädigt werden kann (Schulze und Mooney, 1993). Ähnliche Argumente gelten auch für den Fischfang. Es ist mithin wichtig, nicht nur auf die Anzahl der Arten zu achten, sondern auch auf deren Qualität mit Blick auf den Ausgangszustand und die funktionalen Bezüge im Ökosystem sowie auf der Landschaftsebene (Dudley et al., 1996).

Unmittelbar festzustellen ist der konversionsbedingte Verlust biosphärischer Senken, in diesem Fall der Verlust der Kohlenstoffspeicherfunktion der Wälder, der zum Treibhauseffekt und zum Klimawandel beiträgt (IPCC, 1996a, b). Raubbau hat auch Folgen im Bodenbereich, Bio- und Pedosphäre sind angesichts der zahlreichen Bodenlebewesen ohnehin nur schwer zu trennen. *Bodenerosion und Bodenverdichtung* sind die sichtbarsten Folgen der Ökosystemschädigung. Hierbei spielt nicht nur die Erosion nach einem Kahlschlag eine Rolle, sondern auch Schäden durch Holzabfuhrwege oder die Verdichtung durch schwere Maschinen. So wird z. B. in Finnland teilweise mit alten, ausrangierten sowjetischen Panzern massiver Kahlschlag betrieben. Der *Fertilitätsverlust* tritt insbesondere auf Böden ein, deren Nährstoffkreislauf stark vom biologischen Geschehen im Aufwuchs geprägt ist, was für die meisten tropischen Waldböden zutrifft.

Neben den unmittelbaren Folgen für die Biosphäre, z. B. reduzierte Wachstumsmöglichkeiten, bewirkt Bodenerosion aber auch *veränderte Stoffrachten* und eine *Veränderung der Wasserqualität*, z. B. durch deutlich erhöhte Sedimentfrachten. Dieser Aspekt des Raubbau-Syndroms wird etwa in Bangladesch als eine Ursache für die massiven Überflutungen angesehen. Erfahrungen aus der Schweiz zeigen jedoch, daß diese Ursachenzuweisung nicht für alle Regionen der Welt eindeutig möglich ist (Christian Pfister, pers. Mitteilung). Eine Änderung der lokalen Wasserbilanz findet dadurch statt, daß es durch die *Konversion des Ökosystems* und die *Schädigung von Systemstruktur und -funktion* zu geringerer Evapotranspiration (Verdunstung und Feuchtigkeitsabgabe) mit der Folge erhöhter Oberflächenabflüsse kommt. In diesem Fall sind die terrestrische und die limnische Syndromausprägung gekoppelt: Die entwaldungsbedingte Verschlechterung der Wasserqualität im Einzugsgebiet führt vor allem durch gesteigerten Sedimenttransport in den Flüssen zu einem dramatischen Rückgang der Fischpopulationen (insbesondere bei Lachsarten).

G 2.3
Mögliche Syndromverläufe

Der in Kap. G 2.1 skizzierte Syndromkern wurde mit Hilfe eines neuartigen qualitativen Modellierungsansatzes so formalisiert, daß verschiedene, mit diesem Mechanismus kompatible Syndromverläufe beschrieben und prognostiziert werden können (Petschel-Held et al., 1999). Dieser Zugang ermöglicht es z. B. auch, bei der Einteilung möglicher Syndromverläufe über die offensichtliche, aufgrund der gegebenen Variationen jedoch zu kurz greifende Einteilung in boreale und tropische Wälder hinauszugehen. Entscheidend für diese allgemein gültige Einteilung ist die Verwendung gewisser Prinzipien wie etwa der ökologischen Sukzessiontheorie (Walter und Breckle, 1983; Tilman, 1993).

Es sollte betont werden, daß diese unterschiedlichen Syndromverläufe nicht auf qualitativ unterschiedliche Wechselwirkungen innerhalb des Syndromkerns zurückzuführen sind. Vielmehr sind sie Ausdruck der „Mustergültigkeit“ dieser Beziehungen, d. h. es ist gerade ihre allgemeine Charakterisierung in Form von Aussagen wie „Politikversagen verstärkt oder stabilisiert nichtnachhaltige Bewirtschaftungsformen“ (WBGU, 1993 und folgende), die diese unterschiedlichen Verläufe zuläßt. Es geht hier also nicht um divergierende Typen des Syndroms, sondern um unterschiedliche Verläufe der Syndromdynamik, die durch denkbare und in sich konsistente Konstellationen aus Trends und Wechselwirkungen möglich sind.

Zwei Aspekte sind dabei vorweg zu unterscheiden: Zum einen die Frage, welche Form des Holzeinschlags praktiziert wird, zum anderen, wie das Ergebnis dieser Einschlagsformen aus ökologischer Sicht zu bewerten ist. Selbstverständlich hängen beide Aspekte, der technisch-praktische und der ökosystemar-bewertende, eng zusammen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit unterscheidet der Beirat hier nur grob zwischen einem Typ A, bei dem der gesamte Waldbestand eines Areals gefällt wird, und einem Typ B, bei dem nur ein selektiver Einschlag erfolgt (bezogen auf bestimmte Arten, Altersklassen oder Flächenanteile). Entsprechend wird auch das Ergebnis dieser Einschlagsmuster nur in zwei Formen unterschieden: Erstens kann eine vollständige Konversion des Ökosystems erfolgen (z. B. von Wald- in Weidefläche) (Typ *Konversion*), zweitens kann es zu verschiedenen Stufen der Degradation des Waldbestandes kommen, von leichter Verlichtung bis hin zu artenarmen und deutlich funktionsreduzierten Restwäldern (Typ *Degradation*). Qualitativ unterschiedliche Zeitverläufe des Syndroms werden nun dadurch hervorgerufen, daß das Endergebnis der menschlichen Ressourcenentnahme nicht nur durch deren Form, sondern auch durch ihre Geschwindigkeit sowie die Reproduktionsrate der natürlichen Vegetation bestimmt wird. Folgende Verlaufsformen des

Raubbau-Syndroms treten in der medialen Ausprägung „Wald“ typischerweise auf:

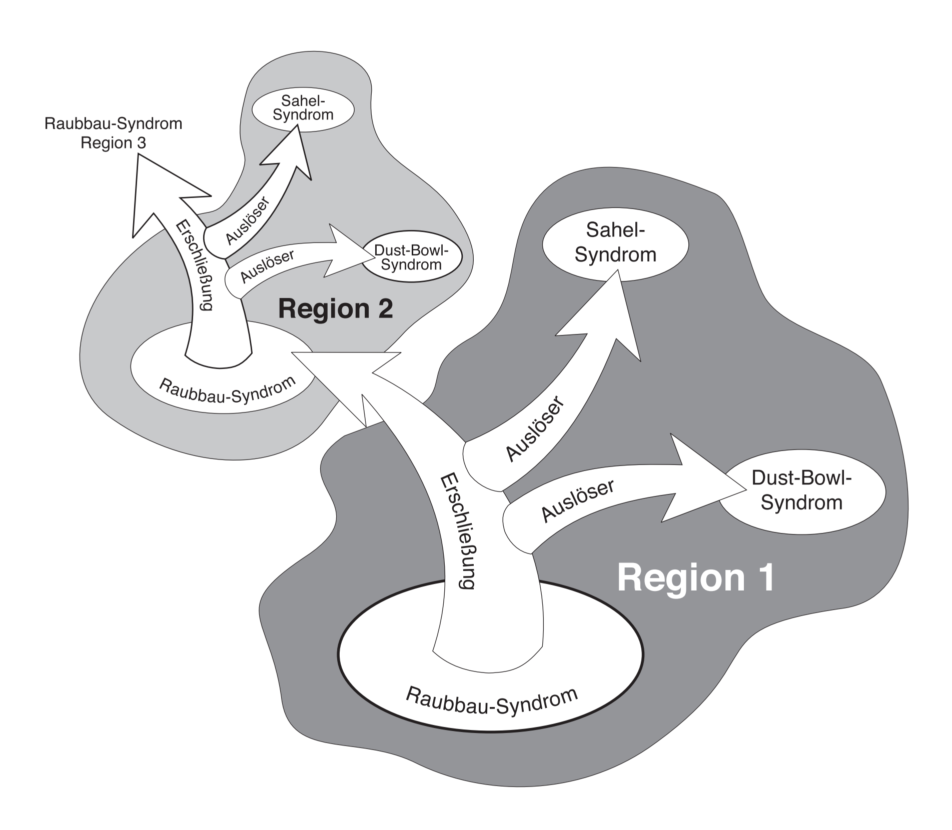
- *Konversionstyp A:* Dieses gleichsam „reine“ Ablaufmuster zeichnet sich durch eine politisch ungedämpfte und wirtschaftlich rückhaltlose Nutzung der Ökosysteme aus. Hierunter fällt z. B. der Kahlschlag im Falle von Waldökosystemen, wo es zu einer vollständigen Unterdrückung der natürlichen Sukzession kommt, z. B. durch Bodenverdichtung oder durch Verlust oder Fragmentierung von Räuberhabitaten, so daß es zu einer Überpopulation von Herbivoren kommt, die bereits den jungen Pflanzenwuchs abäsen.
- *Degradationstyp A:* Wird bei einer ungebremsten Ressourcennutzung während der Entnahme auf bestimmte ökologische Gegebenheiten in begrenztem Maß Rücksicht genommen (Flächenselektivität), ist nicht mit einer vollständigen Konversion, sondern „nur“ mit Verschiebungen der Ökosystemstruktur zu rechnen. Es kommt z. B. zu Verjüngungsprozessen auf ausgewählten Kahlschlagflächen. Degradiert ist das gesamte Ökosystem jedoch aufgrund einer Schädigung der Ökosystemstruktur und -funktion. Längerfristig führt auch dieser leicht gedämpfte Raubbauverlauf zu einer vollständigen Konversion des betreffenden Ökosystems. Die meisten borealen Wälder haben in historisch lange und intensiv anthropogen geprägten Kulturlandschaften diesen Verlauf hinter sich.
- *Degradationstyp B:* Auch in diesem Verlaufsfall wird die Ressource selektiv genutzt (vgl. *Degradationstyp A*), allerdings sind die Selektionskriterien nicht primär flächenorientiert, sondern auf bestimmte Arten oder Altersklassen bezogen. Falls dabei der Einschlag die Reproduktionsrate des Ökosystems überschreitet, ist der klassische Fall einer nichtnachhaltigen Forstwirtschaft gegeben. Die Schwere der dabei auftretenden Schädigung des Ökosystems hängt dabei zusätzlich vom Grad des Funktions- und Biodiversitätsverlusts ab, nicht allein von der Reproduktionsrate der nachwachsenden Ressource. Dieser Verlauf ist für die meisten tropischen Regenwaldgebiete typisch, die sich über die Zeit zu mehr oder weniger degradierten Sekundärwäldern gewandelt haben.
- *Konversionstyp B:* Unter Umständen kann es im Rahmen der natürlichen Sukzession jedoch auch beim *Degradationstyp B* zu einer Konversion kommen. Hierbei ist insbesondere auf den Übergang zu anderen Syndromen zu verweisen, die z. B. durch die mit der Nutzung verbundene Erschließung ausgelöst oder befördert werden können.

G 2.4 Interaktion des Raubbau-Syndroms mit anderen Syndromen

Die Bedeutung des Raubbau-Syndroms für die globale Entwaldungsproblematik variiert in Abhängigkeit vom Waldtyp. In den borealen Wäldern beschreibt das Raubbau-Syndrom den Hauptbestandteil der Entwaldung. Andere Nutzungsmuster wie etwa die Konversion von Wald zu landwirtschaftlicher Nutzfläche spielen hier nur eine untergeordnete Rolle. In den tropischen Wäldern ist der direkte Beitrag des Raubbau-Syndroms zur Entwaldung wesentlich geringer. Die Konversion zu landwirtschaftlicher Nutzfläche macht hier den größten Entwaldungsbeitrag aus, wovon etwa 50% dem kleinbäuerlichen Wanderfeldbau zugeschrieben werden kann (Herkendell und Pretzsch, 1995). Dieses Muster wurde als Teil des Sahel-Syndroms klassifiziert (QUESTIONS, 1996 und 1998; WBGU, 1996b; Schellnhuber et al., 1997; Petschel-Held et al., 1999). Dennoch hat das Raubbau-Syndrom auch in den Tropen eine große, wenngleich indirekte Bedeutung für das globale Kernproblem der Entwaldung: es fungiert gleichsam als „Pionier-“ oder „Katalysator-Syndrom“ für andere Muster der Waldzerstörung. Als Folge der Erschließung von Waldregionen für bzw. durch Holzfirmen kommt es zu einer signifikanten Verbesserung der allgemeinen Zugänglichkeit der Region. Entlang der neu angelegten Straßen wandern landlose Wanderfeldbauern und Großgrundbesitzer ein. Diese mit dem eigentlichen Raubbau-Syndrom nicht direkt verbundenen Akteure können nun große Waldflächen in landwirtschaftliche Nutzflächen umwandeln. Diese Flächen werden anschließend durch ein ausbrechendes Sahel- bzw. Dust-Bowl-Syndrom degradiert. Teilweise übernehmen in diesem Stadium die Holzfirmen sogar selbst das Metier der Viehzucht auf den konvertierten Waldflächen, um einerseits längerfristige Landrechte zu erhalten, aber auch um ihre Gewinne in stabilen Bodenwerten anzulegen.

Durch diesen Mechanismus wird das eigentliche Schadenspotential des selektiven Holzeinschlags deutlich. Da für den selektiven Einschlag ertragreicher Edelhölzer (z. B. Mahagoni) Erschließungswege von bis zu 500 km in Kauf genommen werden (Verissimo et al., 1995), führt diese verschiedentlich als „umweltschonende“ Form der Forstwirtschaft bezeichnete Einschlagsform zu erheblichen Folgeschäden. Denn „kleine“ Eingriffe dieser Art führen im allgemeinen zu einer großräumigen Erschließung der Waldgebiete, die dadurch für die moderne Zivilisation und deren unterschiedliche Nutzungsinteressen geöffnet werden. Eine solche Degradation löst oft die völlige Zerstörung der nutzbaren Bodenschicht aus. Diese Wirkung des Raubbau-Syndroms als auslösender Expositionsfaktor für das Sahel-Syndrom und das Dust-Bowl-Syndrom ist in Abb.

Abbildung G 2.4-1
Das Raubbau-Syndrom als auslösendes Element für das Sahel-Syndrom und das Dust-Bowl-Syndrom.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999



G 2.4-1 dargestellt. Dieser Prozeß wird in vielen Fallstudien zur tropischen Entwaldung beschrieben (Heilig, 1994; Walker und Homma, 1996; Mertens und Lambin, 1997; Lambin und Mertens, 1997; Rudel und Roper, 1997; WRI, 1997; Parayil und Tong, 1998; Stone, 1998).

Eine solche Kausalitätsbeziehung besteht auch zwischen der Erschließung vorher unzugänglicher Regionen und dem Ausbau von Infrastruktur zum Bau technischer Großprojekte (wie z. B. Staudämmen) sowie der Erschließung von Bodenschätzen. Diese Muster der Umweltdegradation wurden dem Aralsee-Syndrom und dem Katanga-Syndrom zugeordnet (WBGU, 1998a), das Raubbau-Syndrom kann diese Prozesse aber auslösen.

Disposition von Waldökosystemen für das Raubbau-Syndrom G 3

Für die Analyse der aktuellen Dynamik, aber vor allem auch zur Identifizierung zukünftig gefährdeter Regionen ist die Ermittlung der *Disposition* des Raubbau-Syndroms wichtig. Formal liefert das Konzept des Dispositionsraums eine Antwort auf die Frage nach den Bedingungen, unter denen die Wechselbeziehungen des Syndromkerns potentiell vorhanden sind (QUESTIONS, 1998). Praktisch ausgedrückt umfaßt der Dispositionsraum jene Flächen der Erde, auf denen die Wahrscheinlichkeit für ein zukünftiges Auftreten des Syndroms besonders hoch ist.

Eine Disposition von Wäldern für das Raubbau-Syndrom wird dann als gegeben angesehen, wenn die kurzfristige ökonomische Nutzung ihrer Holzprodukte in großem Stil möglich und wahrscheinlich ist. Andere Produkte der Waldökosysteme können hier vernachlässigt werden, sofern ihre Gewinnung keinen Raubbau am gesamten Ökosystem nach sich zieht. Die Disposition wird nicht allein durch das Vorhandensein von Wäldern bestimmt, sondern auch durch ihre wirtschaftliche Nutzbarkeit. Diese hängt von einer Reihe unterschiedlicher Faktoren ab, auf die unten eingegangen wird.

G 3.1 Dispositionsfaktoren

Erst wenn vorhandene Waldgebiete auch ökonomisch nutzbar sind, können die für das Raubbau-Syndrom charakteristischen Mechanismen einsetzen. Die ökonomische Nutzbarkeit hängt von der naturräumlich verfügbaren Holz- bzw. Biomassedichte und ihrer möglichst kostengünstigen Erreichbarkeit ab. Der Zusammenhang von Transportkosten und Landnutzung bei der Entwaldung ist gut dokumentiert (Lambin und Mertens, 1997; Cassel-Gintz, 1997; Stone, 1998) und läßt sich in der Tradition der Theorie der Bodenrente von von Thünen (Schätzl, 1988) ökonomisch begründen. Die Grundaussage lautet, daß die Landnutzung von der Distanz zum Absatzmarkt in Abhängigkeit von den Transportkosten (inklusive der Erschließungskosten) sowie vom Verkaufpreis bestimmt wird (Stone, 1998).

Die ökonomisch verwertbare Biomassedichte wurde mit Hilfe von Expertenabschätzungen (Kohlmaier et al., 1997) und einem Modell zur globalen Vegetationsdynamik (Sitch et al., 1999) abgeschätzt und mit einer kompensatorischen UND-Verknüpfung mit erreichbaren Waldressourcen verknüpft. Dabei wird eine für die ökonomische Rentabilität notwendige Mindestbiomassedichte unterstellt.

Die verwendeten Walddaten stammen aus der World Forest Map (WRI, 1998b), die in ein 5'-Raster (ungefähr 10 x 10 km am Äquator) umgewandelt wurden. Allerdings sind nicht alle so als erreichbar qualifizierten Waldgebiete in gleichem Maß disponiert. In vielen Regionen der Welt haben die Staaten, bisweilen im Rahmen internationaler Abkommen, Waldschutzgebiete mit unterschiedlichen Graden der Nutzungseinschränkung eingerichtet. Gebiete mit einem Schutzstatus von Klasse I–V nach der IUCN-Einteilung (Kap. E 3.3.2) werden aus politisch-rechtlichen Gründen als nicht nutzbar ausgewiesen. Ein Schutz gegenüber illegaler Abholzung durch die Ausweisung von Schutzgebieten (z. B. Biosphärenreservate des MAB-Programms, Kap. E 3.9) kann häufig als nicht ausreichend angesehen werden und ist von lokalen, zeitlich variablen Faktoren abhängig. Daher wird eine Abschätzung der lokalen Rechtssicherheit dieser Schutzgebiete im Rahmen eher kurzfristiger Einflußgrößen im Bereich der Intensitätsmessung vorgenommen (Kap. G 4) und spielt hier keine Rolle.

Die Erreichbarkeit der Wälder wurde durch die Berechnung einer virtuellen Kostenoberfläche simuliert. Grundannahme dabei ist, daß Waldgebiete, die zu geringen Kosten erreichbar sind, vor solchen ausgebeutet werden, deren Erschließung und Nutzung mit einem hohen technischen und organisatorischen Aufwand verbunden ist. Um diesen Aufwand näher zu bestimmen, wurde eine Fuzzy-Logik-basierte Verknüpfung folgender Faktoren vorgenommen:
- die Nähe zu Straßen und Eisenbahnen,
- die Nähe zu flachen Küstengebieten,
- die Nähe zu urbanen Zentren und dichten Siedlungsgebieten,
- die Steigung in der Geländetopographie.

Permafrostgebiete sowie schiffbare Flüsse ohne eisfreie Häfen wurden als nur schwer erreichbar eingestuft. Die so erzeugte Karte (5'-Raster) weist mithin eine potentielle Erreichbarkeit von Waldgebieten und auch die relativen aufzubringenden Kosten für ihre ökonomische Erschließung sowie die potentiellen Transportkosten der Ressource Holz aus. Die hier beschriebene Vorgehensweise ist in dem Bewertungsbaum gemäß der Fuzzy-Logik in Abb. G 3.1-1 dargestellt.

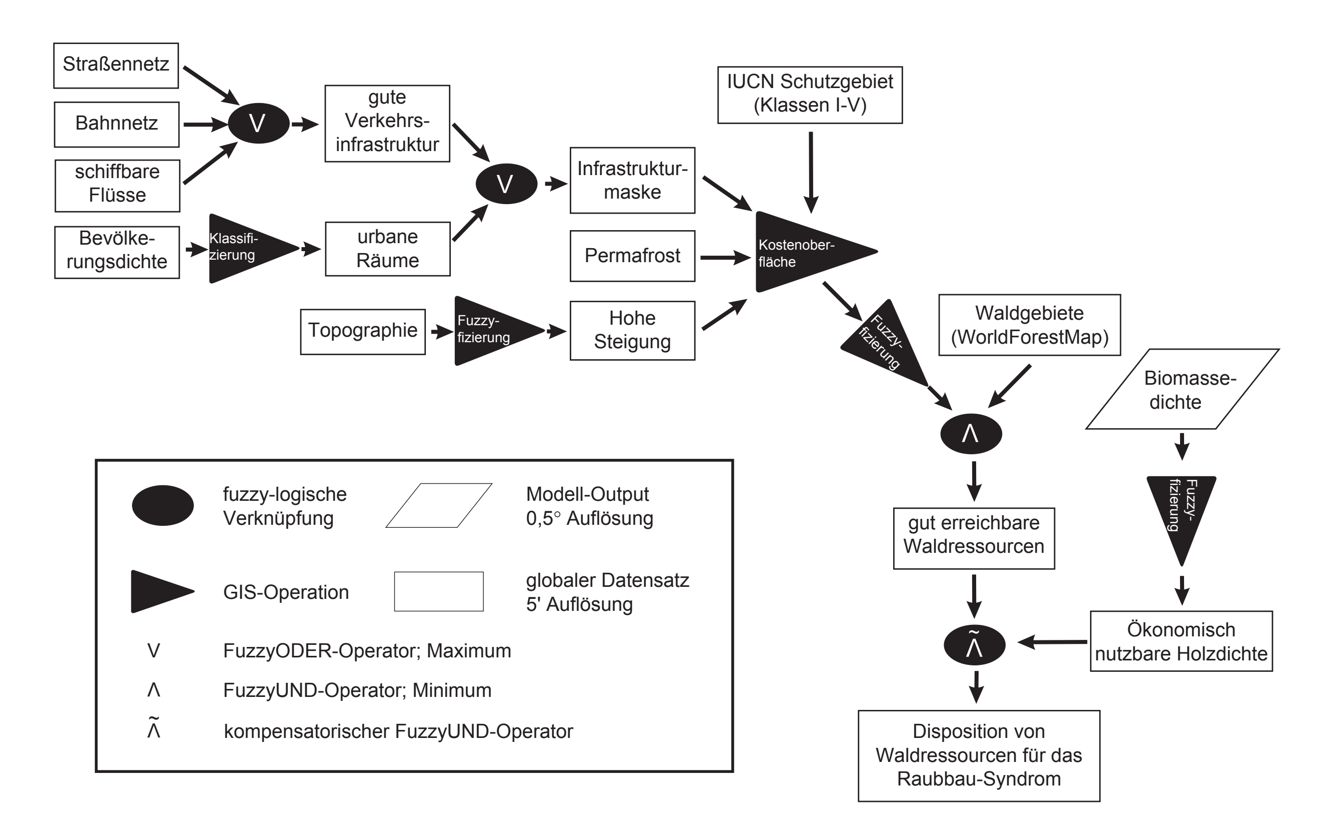


Abbildung G 3.1-1
Bewertungsbaum gemäß Fuzzy-Logik zur Bestimmung der Disposition von Waldressourcen für das Raubbau-Syndrom.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

G 3.2
Räumliche Verteilung der Disposition

Abb. G 3.2-1 zeigt die auf diese Weise ermittelte geographisch explizite Verteilung der Disposition von Regionen für das Raubbau-Syndrom. Im folgenden wird eine kurze Diskussion der Dispositionswerte für die größeren zusammenhängenden Waldgebiete der Welt gegeben.

Amerika

Als besonders hoch disponiert erscheinen die Wälder in den dichtbesiedelten Regionen der US-amerikanischen Ostküste. Hier findet vor allem in den nördlichen Neuengland-Staaten eine intensive Holzwirtschaft statt. In diesen Regionen hat gegen Ende des letzten und zu Beginn dieses Jahrhunderts das Raubbau-Syndrom besonders stark gewirkt. Heute steht dort ein teilweise dichter Sekundärwald. In den Appalachen und den Adirondacks findet auch heute noch eine forstwirtschaftliche Nutzung mit Kahlschlag statt.

In Kanada erscheinen vor allem die Regionen entlang des St.-Lorenz-Stroms sowie um die Großen Seen als hoch disponiert. Gleiches gilt für die Waldgebiete im nördlichen Ontario sowie Teile von Quebec. Die Waldgrenze der Prärieprovinzen und die Westküste (British Columbia) erscheinen ebenfalls hoch gefährdet. In diesen Regionen findet auch ein Großteil der kanadischen Holzproduktion statt. Vor allem der Holzeinschlag in den Nebelwäldern der Westküste von Vancouver Island und dem Festland von British Columbia (Great Bear Rainforest, Clayoqout Sound) sind derzeit von Bedeutung (Diem, 1993; Soltwedel-Schäfer, 1997; Greenpeace, 1998).

In Zentralamerika erscheinen vor allem Yucatan und die karibischen Küstenwälder Costa Ricas und Nicaraguas als disponiert. Die verbliebenen Primärwälder in dieser Region werden auch in der auf Expertenbefragung beruhenden Studie der Frontier Forest Initiative (WRI, 1997) als hoch gefährdet eingestuft. Besonders die Wälder der Sierra Madre Occidental und der Maya Forest Region sowie entlang des Pan American Highway werden als stark von Holzeinschlag bedroht beschrieben.

In Südamerika sind die erreichbaren Regionen des Amazonas-Beckens und das Guyana-Schild hoch disponiert. Diese Regionen werden neben vielen Fallstudien (vor allem über Rôndonia) auch von der FAO als Entwaldungsschwerpunkte identifiziert (FAO, 1999b). Auch

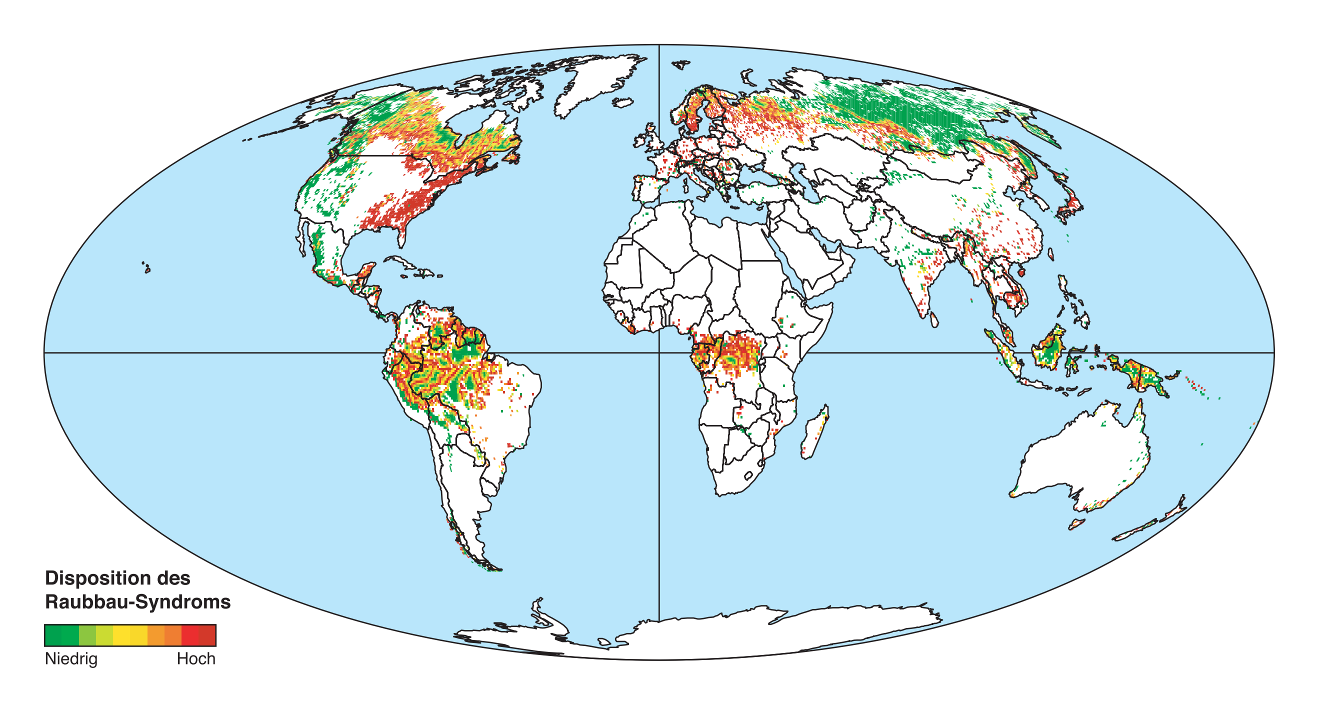


Abbildung G 3.2-1
Der globale Dispositionsraum für das Raubbau-Syndrom am Beispiel der Ressource Wald (flächentreue Mollweide-Projektion). Zunahme der Disposition von Grün nach Rot. Weiße Flächen wurden als nicht bewaldet identifiziert.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

die kleineren verbleibenden Gebiete der brasilianischen Küstenregenwälder erscheinen hoch gefährdet (Dünckmann und Wehrhahn, 1998). Die großen, noch relativ intakten temperaten Küstenwälder im südlichen Chile erscheinen teilweise disponiert (Richter und Bäher, 1998).

Afrika

In Afrika werden vor allem die letzten großen Sekundär- und Primärwaldgebiete im Kongobecken als disponiert identifiziert. Diese Regionen erscheinen hier als etwas zu hoch eingestuft, da sich die wirtschaftshemmenden Effekte der kriegerischen Auseinandersetzungen der letzten Jahre in den verwendeten Daten nicht niederschlagen. So war etwa 1960 die Zahl der für die Entwaldung nutzbaren Straßen im Kongogebiet wesentlich größer als heute.

Asien und Ozeanien

Das kontinentale Südostasien weist kontinuierlich hohe Dispositionswerte auf, ein Ergebnis, das durch viele Fallstudien unterstützt wird (z. B. Krings, 1998). Von 1960 –1980 hat Asien etwa 1/3 seiner tropischen Wälder verloren (Singh und Marzoli, 1995) und nimmt damit den weltweiten „Spitzenplatz“ ein. Auch die verbliebenen Waldgebiete in Kalimantan und Sarawak auf Borneo sowie in Irian Jaya und Papua-Neuguinea sind hoch disponiert, wobei in letzterem die Disposition als etwas zu hoch eingestuft erscheint. Die meisten der tatsächlich zugänglichen Wälder in Borneo, Sumatra, Sulawesi und Irian Jaya sind bereits dem Raubbau anheimgefallen, so daß nur noch Wälder in sehr unzugänglichen Regionen verbleiben (WRI, 1997). Die Wälder Japans erscheinen – berücksichtigt man ihre ideelle Bedeutung für die japanischen Gesellschaft – in der Karte als zu hoch disponiert, ein Hinweis immerhin auf die Ressourcennutzung unter sich ändernden kulturellen Bedingungen.

Europa und Rußland

Die sehr hohe Disposition der Wälder Skandinaviens und Finnlands kann teilweise auf die fehlende Berücksichtigung der vor allem im südlichen Skandinavien angelegten Holzplantagen zurückgeführt werden. Die hohe Einstufung der russischen Wälder ist dagegen plausibel. Die wirtschaftlichen Probleme Rußlands bei der Transformation von einer Plan- in eine Marktwirtschaft spielen dabei ebenso eine Rolle wie der Autoritätsverlust vieler Regierungsstellen sowie die Zunahme von Korruption und Kriminalität. Insgesamt nimmt unter diesen Bedingungen der Druck auf die Waldressourcen zu, der durch die vergleichsweise ineffiziente Einschlagstechnik weiter verstärkt wird (Greenpeace, 1998). Auch aus den südlichen Waldgebieten der sibirischen Taiga ist der zerstörende Umwelteinfluß der kommerziellen Holzentnahme gut dokumentiert. Hier sind es vor allem internationale, meist asiatische Holzfirmen, die die Wälder Sibiriens als eine neue und lohnende Quelle ansehen (WRI, 1997) und dabei u. a. die Habitate des Sibirischen Tigers bedrohen.

Intensität des Raubbau-Syndroms

G 4

In diesem Kapitel wird versucht, die geographische Verteilung der verschiedenen Typen des Raubbau-Syndroms auf die Waldökosysteme zu bestimmen. Dabei stellt sich zunächst das Problem, daß die vorliegenden räumlich aufgelösten Daten zu Art, Umfang und Ursache der Entwaldung deutliche Defizite aufweisen. Bei Untersuchungen mit Hilfe von Satelliten- oder Luftbildern wird die Degradation von Waldökosystemen häufig unterschätzt, da hierbei kaum Aussagen über den Grad der Ausdünnung des Walds möglich sind. Auch sind hieraus keine Angaben hinsichtlich der Ursache für die Entwaldung, also etwa Konversion für Weidewirtschaft, Straßen- und Staudammbau oder Ackerbau, zu gewinnen. Dieses generelle Manko wird zur Zeit im Rahmen eines globalen Waldinventars zu beheben versucht, dessen Ergebnisse allerdings erst in den kommenden Jahren zu erwarten sind.

G 4.1
Bestimmung der Grundtypen des Syndroms

Diese Gründe führen zu einem indirekten Weg der Bestimmung der Grundtypen Degradation versus Konversion (Kap. G 2.3). Die Untersuchungen wurden für den Zeitraum 1990–1995 mit verläßlichen globalen Datensätzen durchgeführt. Auf der Basis länderspezifischer Datensätze zum Verlust von Waldflächen wurden zunächst mit Hilfe eines globalen, dynamischen Vegetationsmodells (LPJ: Lund-Potsdam-Jena-Modell; Sitch et al., 1999) die im Rahmen der Konversion möglichen Biomasseentnahmen abgeschätzt. Es ist jedoch weder der Anteil des im Rahmen der Konversion tatsächlich genutzten Holzes noch der Ort der Konversion bekannt. Daher läßt sich die im Rahmen der Konversion erzielte Holzproduktion nur nach oben (volle Nutzung in den jeweils produktivsten Regionen) abschätzen. Die untere Abschätzung ergibt sich zu null, entsprechend der Nichtnutzung des Holzes in den konvertierten Waldflächen.

Vergleicht man in einem zweiten Schritt den so abgeschätzten Holzertrag aus der Konversion mit den entsprechenden empirischen Daten für die gesamte Holzproduktion eines Landes, so muß die Differenz sich durch die Degradation bestehender Waldflächen ergeben (dabei: Degradationsgrad >90% nach FAO-Definition). Betrachtet man den oben eingeführten Anteil der Holznutzung hier als unabhängige Größe, so ergibt sich auf diese Weise die zu einem beliebigen Anteil gehörige Holzproduktion, die mit einer Degradation des Waldes verbunden ist. Wiederum mit Hilfe des globalen Vegetationsmodells ermittelt sich daraus die zugehörige Degradationsfläche. Da jedoch wiederum der Ort der Degradation unbekannt ist, ist auch hier nur eine Abschätzung nach oben bzw. unten möglich. Abb. G 4.1-1 zeigt bespielhaft das Ergebnis dieser Abschätzung im Falle Brasiliens. Die Linie oberer Abschätzung ergibt sich, wenn Konversion und Degradation auf den unproduktivsten, diejenige der unteren Abschätzung, wenn beides auf den produktivsten Standorten vorgenommen wurde. Die tatsächlich durch Holzentnahme degradierte Waldfläche sollte somit zwischen den beiden Linien liegen.

Es zeigt sich, daß diese Art der Abschätzung zu charakteristischen Unterschieden zwischen tropischen und temperaten bzw. borealen Regionen führt. Die Ergebnisse der meisten Tropenländer ähneln denen Brasiliens: Für Holzentnahmen größer einem kritischen Anteil u_{crit} der als konvertiert ausgewiesenen Fläche ist aufgrund der Kohlenstoffbilanz eine Nutzung anderer Waldressourcen nicht zu erwarten. Für Brasilien liegt dieser Wert bei 25–65%. Da jedoch un-

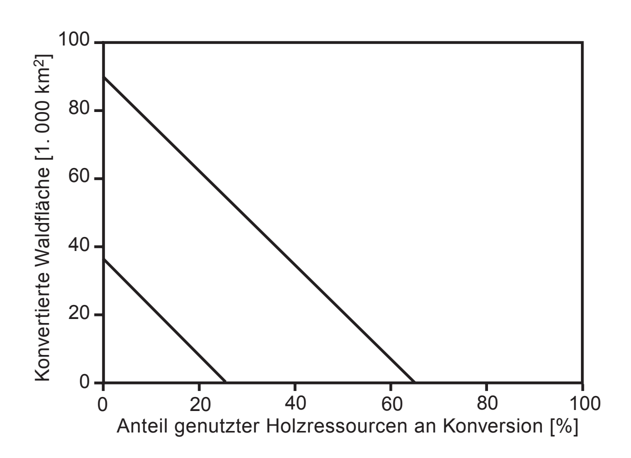


Abbildung G 4.1-1
Abschätzung der Waldnutzung zur Holzgewinnung ohne Konversion der Waldfläche am Beispiel Brasilien.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

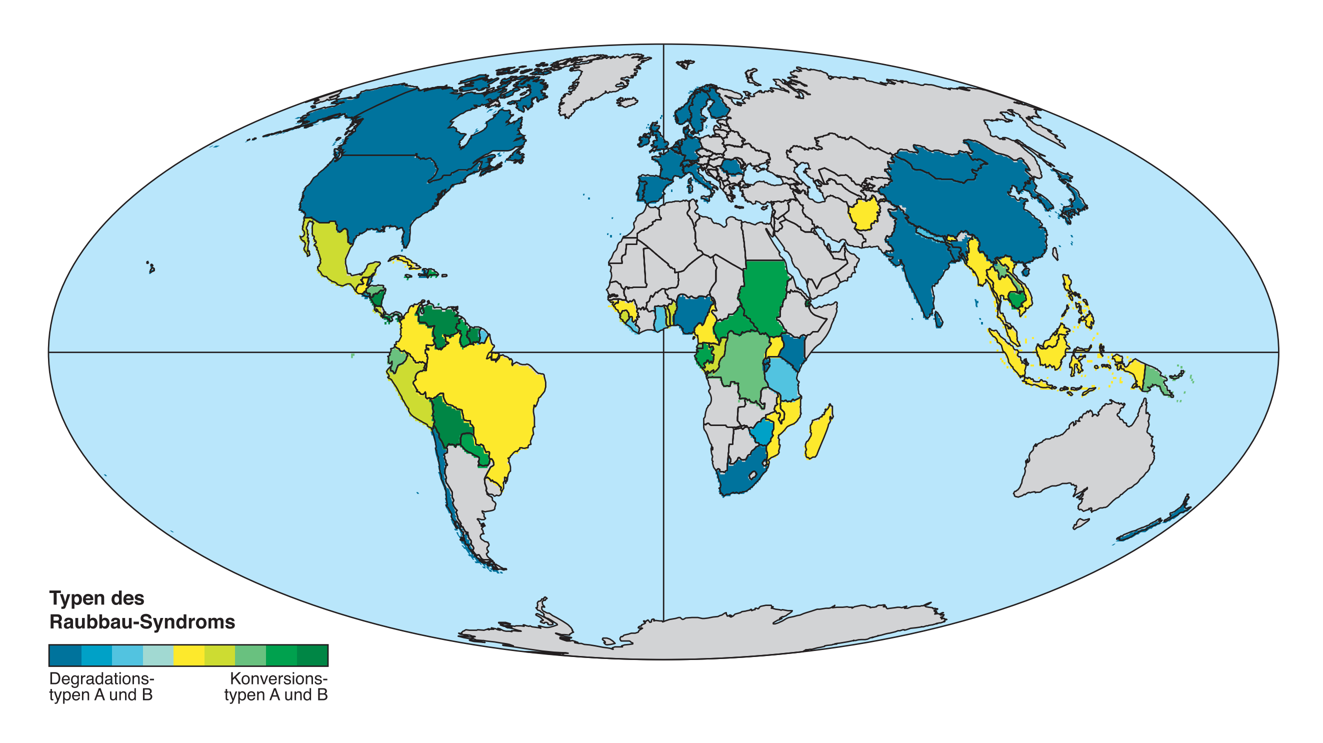


Abbildung G 4.1-2
Vorherrschende Typen des Raubbau-Syndroms in länderweiter Darstellung ohne Angabe der Stärke des Syndroms (Blau = Degradationstypen A und B; Dunkelgrün = Konversionstypen A und B; Übergang blau zu grün = Mischformen; grau = keine konsistenten Datensätze vorhanden).
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

terschiedlichen Quellen zufolge der Anteil der Holzproduktion an der Flächenkonversion in Brasilien eher in der Größenordnung von 5–10% liegt, kann hier (wie auch bei anderen Tropenländern) davon ausgegangen werden, daß eine Mischform zwischen Konversion und Nutzung unter Fortbestand vorliegt, die unter Umständen mit Degradation verbunden ist. Die ermittelte Größenordnung für die genutzte Fläche stimmt im Fall Brasiliens mit den Angaben von Nepstad et al. (1999) überein, die für Amazonien eine durch Holzeinschlag geschädigte Fläche von 10.000–15.000 km^2 $Jahr^{-1}$ neben der Entwaldung an sich angeben. Dagegen weisen die Länder des Nordens durchweg einen hohen Grad an Nutzung ohne Konversion auf. Dieser Unterschied läßt sich durch den Wert von u_{crit} zusammenfassen (u_{crit} >1 für Länder des Nordens). Abb. G 4.1-2 zeigt die geographische Verteilung dieses Indikators für Mischnutzung.

Wie zu erwarten weisen die meisten Tropenländer eine Mischform der Holznutzung auf. Nur wenige Länder wie z. B. Bolivien oder Venezuela sind weitgehend durch einen einzigen Konversionstyp gekennzeichnet. Dagegen ist in den Ländern des Nordens durchweg nicht Konversion, sondern eine reine Nutzung bestehender Waldbestände zu beobachten. Allerdings ist bei diesem Ergebnis das bereits eingangs diskutierte Problem der nur länderweiten Auflösung der verwendeten Daten zu berücksichtigen: so weist Kanada als Ganzes eine Zunahme der Waldfläche auf, obwohl in weiten Bereichen noch Kahlschlag betrieben wird. Auch fallen hier Aufforstungsprogramme ins Gewicht, die auf der aggregierten Ebene der Modellrechnung für einen Ausgleich mit den kahlgeschlagenen Flächen sorgen. Insgesamt kann das in Abb. G 4.1-2 dargestellte Maß als Angabe für den in einem Land vorherrschenden Typ des Raubbau-Syndroms, d. h. Konversions- oder Degradationstyp, ohne Angabe der Stärke des Syndroms betrachtet werden.

G 4.2 Intensität des Raubbau-Syndroms im Hinblick auf Waldökosysteme

Die Intensität eines Syndroms ergibt sich durch die Messung aller konstitutiven Trends und Wechselbeziehungen (Kap. G 2.1). Im folgenden wird ausschnittsweise und beispielhaft eine solche Intensitätsmessung bei zwei essentiellen Trends beschrieben: der *Übernutzung natürlicher Ressourcen* und dem *Politikversagen*.

G 4.2 **Intensität des Raubbau-Syndroms im Hinblick auf Waldökosysteme**

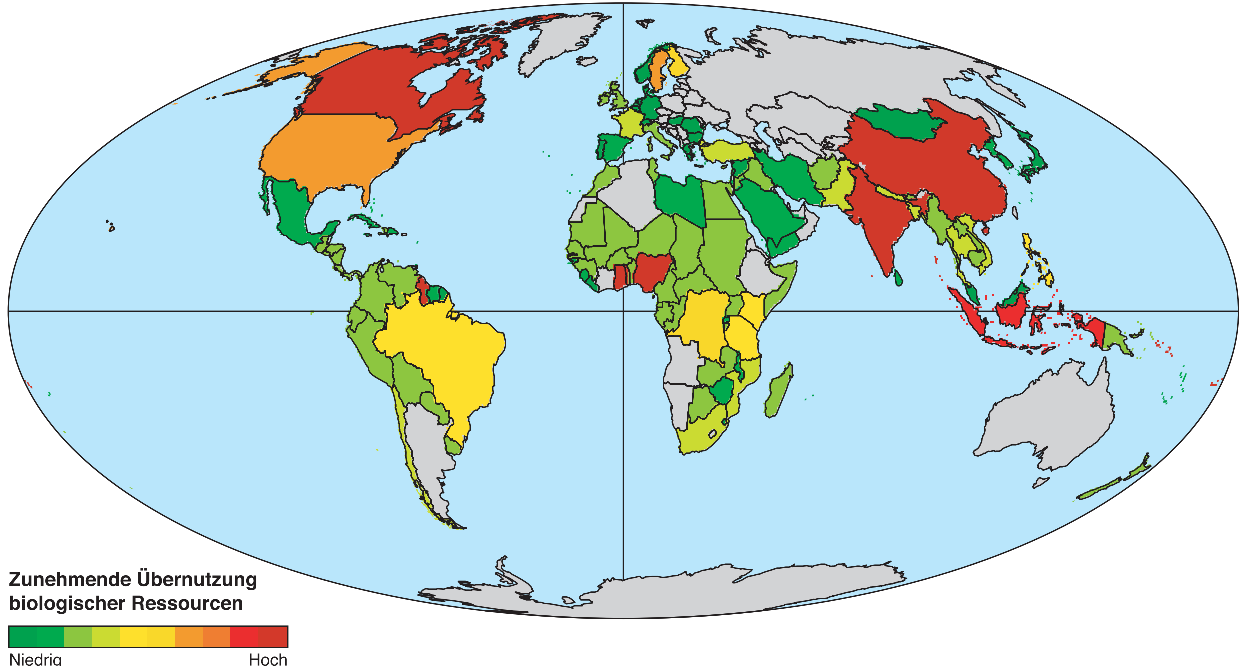


Abbildung G 4.2-1
Messung des Trends *Zunehmende Übernutzung biologischer Ressourcen*.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

G 4.2.1
Nutzung biologischer Ressourcen

Die Abschätzung der Dynamik der Nutzung biologischer Ressourcen beruht auf statistischen Angaben der FAO, insbesondere im Hinblick auf die Rundholzproduktion eines Landes. Damit ist insbesondere auch Feuerholz in den folgenden Untersuchungen enthalten, das in der Syndromanalyse schwierig einzuordnen ist: Brennholz, das etwa durch verarmte Kleinbauern geschlagen wird, muß dem Sahel-Syndrom zugerechnet werden. Sofern dieses Holz allerdings im Handel weiterveräußert wird, kann es durchaus auch Teil der Raubbaulogik sein. Daher werden die FAO-Zahlen zur Rundholzproduktion zu einem großen Teil dem Raubbau-Syndrom zugeordnet.

Zur Bestimmung des Trends wurde einerseits die Höhe der Produktion berücksichtigt, andererseits jedoch auch deren Veränderung von 1990–1995. Insbesondere ist der Trend dann für das Raubbau-Syndrom als relevant zu betrachten, wenn entweder eine starke relative Zunahme der Produktion zu beobachten ist oder aber eine nicht zu starke rückläufige Produktion auf hohem Niveau. Diese Charakterisierung wurde entsprechend der Syndromanalyse (Schellnhuber et al., 1997) mit Hilfe der Fuzzy-Logik auf der Basis der FAO-Statistiken zu einem Gesamtindikator für diese „natürliche" Komponente der Syndromintensität verbunden. Die Parameter, die in der Berechnung benötigt werden, wurden so gewählt, daß jene Regionen, in denen im allgemeinen von einer „Übernutzung" gesprochen wird, entsprechend indiziert wurden.

Neben den „klassischen" Entwaldungsländern wie Brasilien, Indonesien oder auch Kanada sind insbesondere China, Indien und Nigeria als stark von dem Trend betroffen indiziert (Abb. G 4.2-1). Dies ist möglicherweise auf den hohen Brennholzanteil bei der Energiegewinnung dieser Länder zurückzuführen. So machte etwa die Brennholzproduktion in China im Jahr 1990 rund 70% des Rundholzeinschlags aus. Hier ist jedoch in den Jahren seit 1995 vermutlich ein Rückgang des Brennholzanteils aufgrund des starken Wirtschaftswachstums zu erwarten.

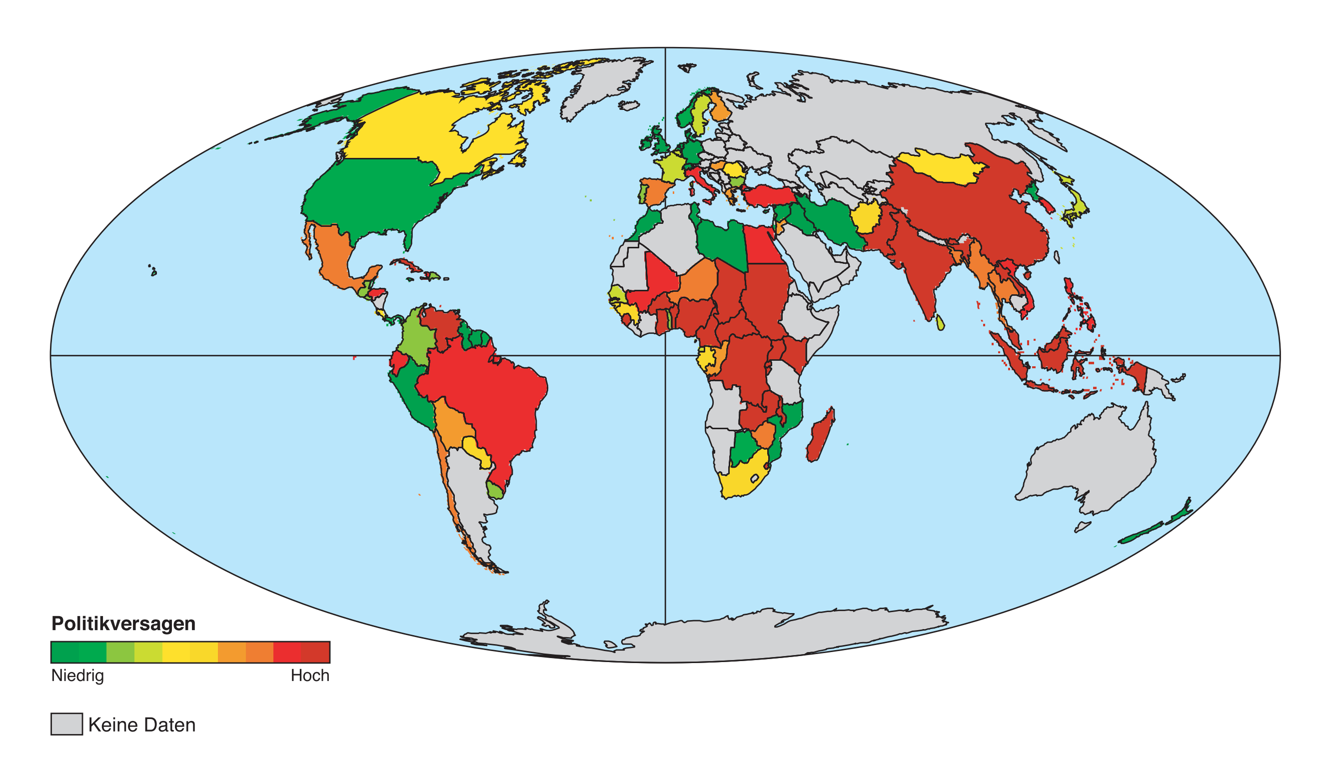


Abbildung G 4.2-2
Indikator für den Trend *Politikversagen im Hinblick auf den Schutz von Waldressourcen*.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

G 4.2.2 Messung des Trends Politikversagen

Politikversagen betrifft in diesem Kontext sowohl die Unfähigkeit des Staats, vorhandene regulative Maßnahmen für den Schutz von Waldökosystemen durchzusetzen, als auch die Unwilligkeit, solche Maßnahmen überhaupt zu beschließen. Letzteres läßt sich an den vorhandenen forstwirtschaftlichen Institutionen bemessen, die während des Analysezeitraums (1990–1995) in Kraft waren. Dabei wurde unterschieden, ob es sich nur um Aktionspläne oder um bindende Gesetze handelt. Diese Unterscheidung orientiert sich an den Angaben im FAO-Waldbericht (1999b). Im Falle eines Aktionsplanes stellt sich die Frage, inwieweit die politisch-ökonomische Konstellation in einem Land eine Umsetzung erwarten läßt. Die Umsetzung kann zumindest durch zwei Mechanismen effektiv unterbunden werden: Korruption und Lobbyismus (auch und gerade im Rahmen demokratischer Systeme).

Die Korruption wurde mit Hilfe des Korruptionsindexes von Transparency International (1998) sowohl hinsichtlich der Stärke als auch der Veränderung berechnet. Dieser Index mißt für derzeit fast 100 Länder den Grad der Korruption in der staatlichen Bürokratie aus der Sicht von Wirtschaft und Gesellschaft. Grundlage sind bis zu 12 verschiedene Quellen, in denen unabhängig voneinander einzelne Länder bewertet wurden (z. B. der World Competitiveness Report oder der Political Risk Service). Zur Bestimmung der sich hieraus ergebenden Komponente des Trends *Politikversagen* wurde darüber hinaus berücksichtigt, daß legal bindende Waldschutzprogramme schwerer zu umgehen sind als unverbindliche Absichtserklärungen zu Umwelt- und Naturschutz.

Um den Grad des Lobbyismus im Hinblick auf eine fortgesetzte Nutzung von Waldressourcen abzuschätzen, wurde annäherungsweise der Anteil des Forstsektors am Bruttoinlandsprodukt genutzt. Politische Entscheidungen von Provinzen gehen in diesen Indikator nicht ein. Dieses Maß bildet gemeinsam mit dem zusammengesetzten Korruptionsindex den in Abb. G 4.2-2 dargestellten Indikator für das Politikversagen im Hinblick auf den Schutz von Waldressourcen für den Analysezeitraum 1990–1995.

Es ist zu erkennen, daß in den Tropenländern ein hohes Politikversagen vorliegt, insbesondere auch in den klassischen „Entwaldungsländern" Brasilien, Indonesien, Malaysia oder der Demokratischen Republik Kongo. Dagegen ist im Norden der Trend deutlich schwächer ausgeprägt. Ausnahmen bilden etwa Kanada oder Schweden, wo Lobbyismus ein Umsetzen von Waldschutzmaßnahmen lange Zeit verhindert hat bzw. teilweise noch verhindert. Im Süden sind nur wenige Ausnahmen von dem generell als hoch zu bezeichnenden Politikversagen zu erkennen. So zeigen Südafrika und Thailand eine etwas schwächere Ausprägung des Trends.

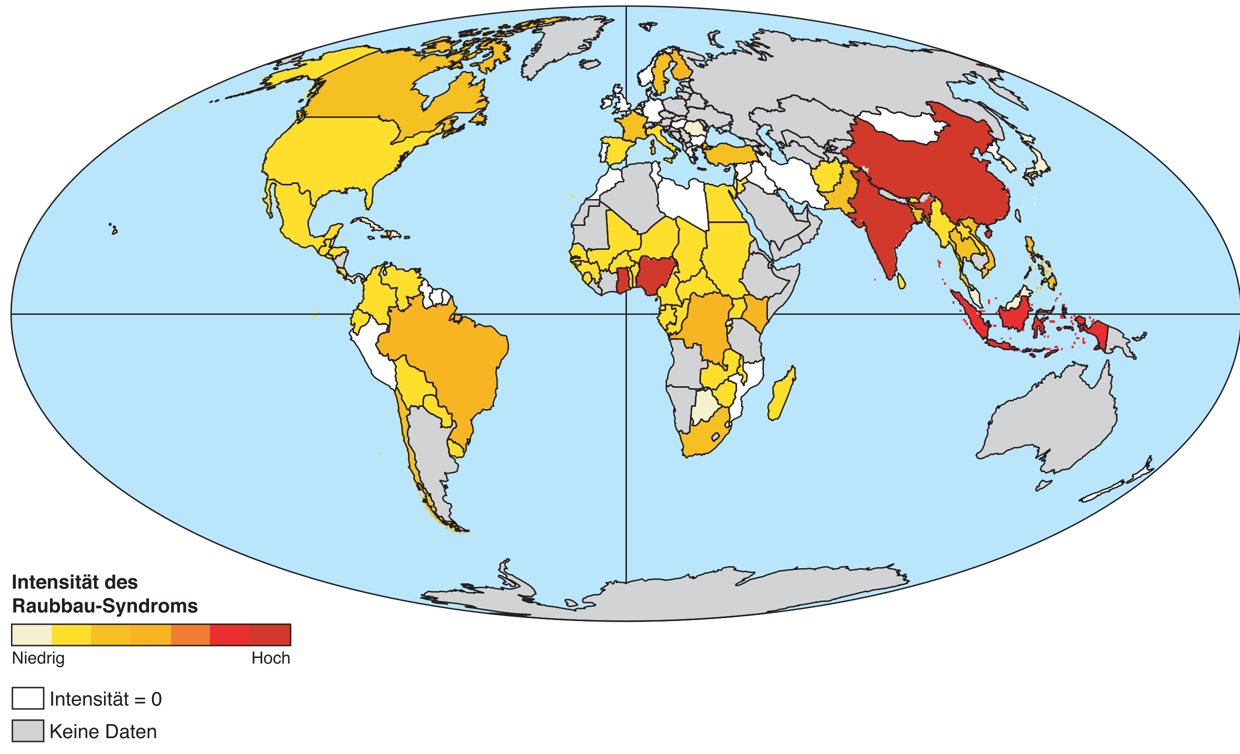


Abbildung G 4.2-3
Intensität des Raubbau-Syndroms. Für die Spezifikation des Typs vergleiche Abb. G 4.1-2.
Quelle: Cassel-Gintz et al., 1999

G 4.2.3
Kombinierte Intensität

Die oben vorgestellten Teilindikatoren lassen sich mit Hilfe einer fuzzy-logischen UND-Verknüpfung zu einem Gesamtindikator für das Raubbau-Syndrom kombinieren. Dieser Indikator, dessen geographische Verteilung in Abb. G 4.2-3 dargestellt ist, stellt neben dem „Typindikator“ in Abb. G 4.1-2 die zweite Komponente der Intensitätsmessung dar.

Die Karte zeigt, daß sich die brennholzbedingte natürliche Komponente in Indien, China und Nigeria in der Intensität widerspiegelt. Die Übernutzung biologischer Ressourcen in diesen Ländern betrifft zumeist Sekundärwälder und stellt ein häufig vernachlässigtes Problem dar. Der Beirat weist daher darauf hin, daß in der Diskussion über globale Waldressourcen die Sekundärwälder nicht außer acht gelassen werden dürfen.

Neben diesen Regionen tritt das Raubbau-Syndrom insbesondere in Indonesien, Brasilien, Finnland, Kanada, Kongo und in einigen weiteren Ländern auf. Für diese Regionen ist zu bedenken, daß die starke Bedeutung des Forstsektors im allgemeinen und in Kombination mit Korruption (im Süden) und Lobbyismus (im Norden) ein großes Problem für die Waldressourcen darstellt. Solange keine ausreichenden alternativen Einkommensmöglichkeiten geschaffen werden, ist eine Trendwende nicht zu erwarten.

Relativ schwach ausgeprägt ist das Syndrom dagegen in den USA und weiten Teilen Europas und Nordafrikas. In den USA und Europa sorgt insbesondere die gut organisierte, traditionsreiche Forstwirtschaft für eine niedrige Intensität, d. h. langfristige ökonomische und damit auch ökologische Interessen dominieren hier meist über kurzfristige ökonomische. Dagegen ist in den anderen Regionen Afrikas, insbesondere in der Sahelzone, der Anteil des Raubbau-Syndroms an der Entwaldung als eher gering einzuschätzen. Hier dominiert das Sahel-Syndrom mit seiner Komponente des Brennholzsammelns.

Politische Implikationen der Syndromanalyse

G 5

Ernüchternde Bilanz des Natur- und Artenschutzes

Eine Bewertung der bisherigen Politik zur Bekämpfung des Raubbau-Syndroms hat ernüchternd die Diskrepanz zwischen wissenschaftlichen Erkenntnissen und politischen Bemühungen einerseits und konkreten Maßnahmen bzw. ökologischen Erfolgen andererseits festzustellen. Trotz zahlreicher Zustandsberichte (verwiesen sei beispielhaft auf die Jahresberichte der FAO, die Tropenwaldberichte der Bundesregierung oder die Arbeit der Enquête-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“) sind nur wenige Politikerfolge zu verzeichnen, namentlich kann der vor rund einer Dekade ins Leben gerufene Tropical Forest Action Plan (TFAP) als gescheitert gelten. Politische Bemühungen erscheinen hier offensichtlich wie ein Wettlauf gegen die Zeit. Denkt man an die weitgehende Zerstörung der afrikanischen und ostasiatischen Tropenwälder, den unwiederbringlichen Verlust einzigartiger Ökosysteme wie Auenlandschaften in Deutschland, die Gefährdung fragiler Ökosysteme wie z. B. Küsten-, Fluß- und Berglandschaften, so ist offensichtlich, daß dieser Wettlauf bereits in vielen Fällen entschieden ist.

Interdependenz von Natur- und Anthroposphäre als Ausgangspunkt erfolgreicher Politik

Wie in der Syndromanalyse aus der Differenz zwischen Dispositions- und Intensitätsmessungen ersichtlich wird, ist eine konsequente Schutzpolitik im Interesse von Natur und Mensch möglich. Die Analyse deutet verschiedene Potentiale für erfolgversprechende Strategien an. Integrierte Ansätze und eine geschickte Allokation der politischen Ressourcen sind dabei die Grundvoraussetzungen. Wesentliches Ergebnis der Analyse ist, daß Politik dann erfolgreich sein kann, wenn sie *die Vernetzung von Natur- und Anthroposphäre von Beginn an als konstitutives Element* berücksichtigt.

Nachhaltige Entwicklungs- bzw. Wachstumsstrategien müssen den kulturellen und ökonomischen Erscheinungsformen der Gesellschaft Rechnung tragen. Das bedeutet, auch in den *nicht* primär umweltpolitisch ausgerichteten Ressorts sind institutionelle Mechanismen zu entwickeln, die grobe Verstöße gegen das Leitbild „Nachhaltige Entwicklung“ benennen bzw. im Ansatz korrigieren und bestehenden Widersprüchen in den Politiken entgegenwirken.

Implikationen aus der Syndromanalyse verweisen jedoch auch in die andere Richtung. „Nachhaltigkeit“ sollte nicht allein nach Maßgabe ökologischer Bedürfnisse oder mit Blick auf zukünftige Generationen definiert werden. Es wurde deutlich, daß Schutzvorschriften für Tropenwälder kaum in Konfrontation mit legitimen Bedürfnissen der gegenwärtigen Bevölkerung durchgesetzt werden können. Die sozialen, ökonomischen und politischen Bezüge, Bedürfnisse und Interessenlagen heutiger Generationen sind bei der Entwicklung konkreter Schutzpolitiken ebenfalls zugrunde zu legen. Die im folgenden entwickelten Empfehlungen sind auf der Basis beider Dimensionen dieses Grundgedankens zu verstehen.

Ein integrierter Politikvorschlag zur Bekämpfung der weltweiten Raubbaudynamik muß versuchen, die entscheidenden Trends und Wechselwirkungen mit geeigneten Instrumenten anzugehen und dabei die politischen Kosten möglichst gering zu halten. Dies kann im einzelnen durch verschiedene Maßnahmen geschehen:

- Substitution und effizientere Nutzung des Rohstoffs Holz und seiner Folgeprodukte, z. B. durch vermehrtes Recycling oder durch neue Werkstoffe. Je nach Standort und unter Kosten-Nutzen-Abwägung kann es auch zu einer Ausweitung von Plantagen kommen.
- Veränderung der Konsum- und Lebensstile, z. B. durch freiwilligen Verzicht oder ein neues Qualitätsbewußtsein, um den Nachfragedruck auf nicht zertifizierte Tropenhölzer zu senken.
- Umstellung der Brennholznutzung auf alternative Energiequellen (z. B. Biogas, Solaröfen) unter Berücksichtigung lokaler Verhältnisse (angepaßte Technologien).
- Signifikante Effizienzsteigerung in den am geringsten entwickelten Einschlags- und Verarbeitungsbetrieben (z. B. durch Technologietransfer, verbesserte Mitarbeiterqualifikation, Partizipation und wirtschaftliche Beteiligung der Mitarbeiter, Unterstützung in der Organisationsmodernisierung).
- Implementierung von Formen nachhaltiger Waldbewirtschaftung, also stärkere Berücksichtigung ökologischer und sozialer Belange in den für eine wirtschaftliche Nutzung vorgesehenen Waldflächen. Hier existiert eine Vielzahl von Vorschlägen seitens der Forstwissenschaft und der NRO (z. B. Selektiveinschlag, bodenschonende Entnahme, Erhaltung des „grünen Dachs“, Stehenlassen von Samenträgern,

bevorzugte Nutzung heimischer Arten bei der Wiederbepflanzung, Schutz der Wasserläufe usw.).

- Weiterentwicklung eines international akzeptierten Zertifizierungssystems für nachhaltige Holzproduktion (Kasten E 3.3-8).
- Berücksichtigung von Naturschutzkontingenten (d. h. nicht ausschließlich einschlagtechnisch ausgerichteten Kriterien) und von möglichen negativen ökologischen und sozialen Folgen während der gesamten Produktkette (also auch der Verarbeitung in anderen Ländern).
- Stärkung von Demokratie, Transparenz und anderen Formen der *good governance*, um den Einfluß von Interessenlobbies und Korruption zurückzudrängen (z. B. bei der Konzessionsvergabe).
- Stärkung der Transparenz forstpolitischer Maßnahmen. Dieses betrifft sowohl die Verbesserung der Daten- und Wissenschaftsgrundlagen als auch die Verfahrensformen und die Zielvorstellungen (nationale Umwelt- und Waldpläne).
- Suche nach neuen Interessenkoalitionen und Bündnispartnern (z. B. im Bereich NRO, Gewerkschaften, Vertreter von Waldbewohnern usw.) für einen möglichst kooperativen Politikstil im Waldnutzungs- und -schutzbereich (Kap. E 3.9). Schaffung von Kommunikationsforen für verschiedene Nutzer- und Interessengruppen. Sicherung von Landnutzungsrechten. Suche nach möglichst subsidiären Lösungen.
- Abbau von Subventionen und Handelshemmnissen, die zum Schutz ineffizienter heimischer Holzunternehmen errichtet wurden.
- Restriktivere Konzessionsvergabe für den Holzeinschlag (höhere Umweltauflagen, höhere Gebühren, bessere Kontrollen, Ertragsregulierungen pro Flächeneinheit).
- Konzessionsvergabe und Eigentumsrechte so ausgestalten, daß das Eigeninteresse an einer nachhaltigen Nutzung gefördert wird (z. B. längere Laufzeiten bei der Konzession)
- Entwicklung und Implementierung nationaler Forstgesetze mit einer Waldschutzkomponente. Abgestuftes und ökologisch abgesichertes Schutz- und Nutzungskonzept mit Kern- und Nutzungszonierungen (Bioregionales Management, Kap. E 3.9).
- Verbesserte finanzielle, rechtliche und organisatorische Ausstattung der Forst- und Naturschutzbehörden. Qualifikationsmaßnahmen zur Integration des Nachhaltigkeitsgedankens in die Forstverwaltungen. Kapazitätsförderung durch Industrieländer.
- Verbesserte internationale Waldschutzpolitik (Kap. I 3.4.4 und K). Aufnahme ausgewählter Tropenholzarten in die CITES-Anhänge (Kap. D 3.1).
- Verbesserung der Forschungs- und Datenlage zu Waldökosystemen und nachhaltiger Waldnutzung. Breitere Kommunikation der Ergebnisse auch im Bildungssystem.

Bewertung der Biosphäre aus ethischer und ökonomischer Sicht H

Die grundlegende Fragestellung

H 1

Dürfen Menschen alles, was sie können? Dieser Frage begegnet man immer wieder, wenn es um den Einsatz von neuen Technologien, wie etwa der Gentechnik, oder um Eingriffe des Menschen in die Natur, wie etwa die Rodung von Urwäldern zum Zweck der landwirtschaftlichen Nutzung, geht. Intuitiv antwortet jeder auf diese Frage mit einem klaren „Nein“. Auf keinen Fall dürfen Menschen alles tun, was sie tun könnten. Das gilt auch für das Alltagshandeln. Viele Optionen des täglichen Lebens, vom Lügen bis zum kleinen Betrug, vom Bruch eines Versprechens bis zum Hintergehen eines Freundes, sind offensichtlich Handlungen, die von allen gutwilligen Betrachtern als nicht akzeptabel angesehen werden. Viel schwieriger zu beurteilen sind allerdings solche Handlungen, bei denen die Bewertung nicht so eindeutig auf der Hand liegt. Handlungen, bei denen Konflikte zwischen positiven und negativen Folgen auftreten oder bei denen eine Beurteilung mit guten Gründen so oder auch so ausfallen könnte, sind im Bereich der Umweltpolitik besonders häufig. Denn es gibt kaum jemanden, der mutwillig und ohne Grund die Umwelt verschandelt oder der giftige Schadstoffe freisetzt oder der Tiere aus purer Lust quält. Bewußte Umweltschänder handeln offensichtlich falsch, und jeder Gesetzgeber tut gut daran, solche Personen durch entsprechende Androhung von Strafen von ihrem Verhalten abzubringen. Klärungsbedarf besteht aber dort, wo Personen aus guter Absicht und mit guten Gründen eine Veränderung der Umwelt bewirken und dabei auch die Umwelt schädigen. In der Ethik spricht man hier von Zielkonflikten.

Die meisten Eingriffe in die Umwelt erfolgen aus guten Gründen: Die Akteure, die solche Eingriffe vornehmen, möchten etwa die Ernährung einer wachsenden Menschheit sicherstellen, damit immer weniger Hunger leiden müssen; sie möchten langfristig sichere Arbeitsplätze und ein ausreichendes Einkommen gewähren; sie möchten die Ressourcen der Natur für Produkte und Dienstleistungen nutzen, die vielen Menschen das Leben angenehmer machen; sie möchten die Natur als Auffangbecken für die nicht mehr benötigten Abfallstoffe aus Produktion und Konsum einsetzen. All dies tun sie natürlich nicht aus lauter Liebe zur Menschheit, sondern wesentlich auch zu ihrem eigenen Vorteil, ohne daß dies deshalb bereits unmoralisch wäre. Die Liste der umweltverändernden menschlichen Aktivitäten, die aus existentiellen oder wirtschaftlichen Gründen erfolgen, ließe sich unbegrenzt fortsetzen. Menschliche Existenz ist an die Nutzung von Natur gebunden. Je mehr Menschen diese Welt bevölkern, desto intensiver muß diese Nutzung ausfallen.

Um ein begründetes Urteil über das ethisch vertretbare Ausmaß des Naturverbrauchs durch menschliches Wirtschaften abgeben zu können, muß das mit dem Naturverbrauch geschaffene Angebot an Produkten und Dienstleistungen ins Verhältnis gesetzt werden zu den Verlusten, die Umwelt und Natur zugefügt wurden. Bei diesem Vergleich wird sichtbar, daß die schwerwiegenden Eingriffe in Natur und Umwelt nicht aus Übermut oder Gleichgültigkeit erfolgten, sondern um die wachsende Zahl der Menschen mit Gütern und Dienstleistungen zu versorgen, die diese zum Überleben oder als Voraussetzung für ein gutes Leben benötigen. Gleichzeitig ist aber auch nicht zu übersehen, daß diese Eingriffe oft irreversible Schäden an der Umwelt anrichten oder mögliche zukünftige Nutzenpotentiale für die kommenden Generationen zerstören. Darüber hinaus ist Natur für den Menschen ein Hort sozialer, kultureller und religiöser Wertschätzung, die wiederum das Wohlbefinden des Menschen maßgeblich beeinflußt. Auf beiden Seiten der Gleichung stehen also wichtige Güter, die bei Eingriffen in die Natur abzuwägen sind. Wie aber sollte eine solche Abwägung aussehen?

Wenn es um die Bilanzierung von Vor- und Nachteilen des Eingriffs in die Natur geht, braucht man Kriterien, nach denen man eine Abwägung vornehmen kann. Wer kann und darf solche Kriterien aufstellen, nach welchen Maßstäben sollen die Eingriffe beurteilt werden und wie lassen sich die Ausprägungen verschiedener Handlungsoptionen auf jedem Kriterium miteinander vergleichen? Auf diese Fragen gibt das vorliegende Kapitel eine Antwort. Eine tiefergehende Analyse findet sich in dem vom WBGU herausgegebenen Sondergutachten zur ethischen und ökonomischen Bewertung (WBGU, 1999b). In diesem Sondergutachten sind die Fragen und Probleme bei der Bewertung von menschlichen Eingriffen in die Biosphäre ausführlich erörtert.

Der folgende Teil vermittelt einen knappen Überblick über die Möglichkeiten der Bewertung von Umweltgütern: Dabei wird zunächst zwischen kategorischen Prinzipien, das sind solche, die unter keinen Umständen verletzt werden dürfen, und kompensatorischen Prinzipien, das sind solche, bei denen ein Ausgleich mit anderen konkurrierenden Prinzipien

zugelassen ist, unterschieden. Diese Differenzierung führt folgerichtig zu einer Klassifizierung von Umweltwerten, die wiederum als Entscheidungskriterien für die Abwägung von Handlungsoptionen im Bereich des Umwelthandelns genutzt werden können. Im zweiten Teil werden diese Gedanken der Bewertung aufgegriffen und für eine Überführung der Wertkategorien in ökonomisches Handeln genutzt. Im Mittelpunkt der Überlegungen steht hier die Frage, wie durch ökonomische Bewertungsverfahren die Ziele der ethisch fundierten Abwägung unterstützt und operational umgesetzt werden können. Der letzte Teil führt den Gedanken der operationalen Umsetzung von normativen und faktischen Bewertungen fort und beschreibt eine Vorgehensweise, die weitgehend die Schlußfolgerungen aus den vergangenen Kapiteln beherzigt und die ethischen und wirtschaftlich ermittelten Bewertungskriterien ins eigene prozedurale Kalkül übernimmt. Das Kapitel endet mit einigen Schlußfolgerungen für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre.

Grundlagen der Ethik

H 2

Die Beantwortung der Frage nach dem richtigen Handeln ist das Betätigungsfeld der praktischen Philosophie, der Ethik. In Anlehnung an die in der Philosophie übliche Sichtweise bezeichnet Ethik die Lehre von der Begründung normativer, d. h. handlungsleitender Aussagen (Gethmann, 1991; Mittelstraß, 1992; Nida-Rümelin, 1996a; Revermann, 1998). Ein System normativer Aussagen wird als Moral bezeichnet. Ethische Urteile beziehen sich also auf die Begründbarkeit von moralischen Handlungsanweisungen, die von Individuum zu Individuum und von Kultur zu Kultur variieren können (Ott, 1999).

Auf welcher Grundlage kann die Ethik menschliches Verhalten bzw. Verhaltensnormen intersubjektiv verbindlich beurteilen? Die Antwort auf diese Frage hängt davon ab, ob man die *primären* Prinzipien, also den Ausgangspunkt aller moralischer Systeme, oder *sekundäre* Prinzipien bzw. Normen einer ethischen Prüfung unterwirft. Im ersten Fall geht es um die Grundprinzipien moralischen Handelns. Obwohl viele Philosophen dazu Vorschläge gemacht haben, besteht heute weitgehend Konsens darüber, daß weder die Philosophie noch irgendeine andere menschliche Instanz in der Lage ist, zweifelsfrei und für alle Menschen verbindlich Metakriterien anzugeben, nach denen solche primären Prinzipien abzuleiten oder zu überprüfen seien (Mittelstraß, 1984).

Die Problematik, letztgültige Normen nicht schlüssig ableiten zu können, scheint aber weniger tragisch zu sein, als auf den ersten Blick zu vermuten ist. Denn gleichgültig ob man die Grundaxiome moralischer Normen aus der Intuition, der Naturbetrachtung, der Religion, der Tradition oder der Vernunft entnimmt, sie gleichen sich in den wesentlichen Aussagen. So besteht weitgehend Konsens darüber, daß jedes menschliche Individuum ein Recht auf Leben besitzt, daß menschliche Freiheit als ein hohes Gut einzustufen und daß soziale Gerechtigkeit anzustreben sei. Was diese hehren Prinzipien im einzelnen bedeuten und wie sie umzusetzen sind, darüber gibt es offenkundig viele unterschiedliche Auffassungen. Trotz dieser Pluralität können sich aber, ganz im Sinn des Leitplankenkonzepts des WBGU (siehe dazu ausführlich WBGU, 1998a), erkenntnisfähige und gutwillige Betrachter in der Regel schnell darüber einigen, ob eines der Grundprinzipien eindeutig verletzt ist. Schwieriger ist es zu entscheiden, ob sie eindeutig erfüllt oder ob das zu beurteilende Verhalten eindeutig einem oder mehreren Prinzipien zuzuordnen ist.

Sofern es nicht um primäre Prinzipien (wie etwa die Menschenrechte) geht, besteht der ethische Diskurs im wesentlichen darin, die Kompatibilität der jeweils zur Wahl stehenden Normen und Handlungsoptionen mit den primären Prinzipien zu prüfen. Dabei geht es um Widerspruchsfreiheit, um Konsistenz, Kohärenz, Strukturtreue und andere, im wesentlichen logische Kriterien (Gethmann, 1998). Als Resultat einer solchen Überprüfung kann man durchaus zu unterschiedlichen Schlußfolgerungen kommen, die alle den Gesetzen der Logik entsprechen und somit neue Pluralität begründen.

Um hier zu verbindlichen Aussagen oder Bewertungen zu kommen, kann der Philosoph entweder einen Diskurs im „Geiste“ vornehmen und die Argumente für verschiedene Normengebäude miteinander wetteifern lassen (etwa im Sinn eines platonischen Dialogs) oder einen realen Diskurs mit den durch die Handlung berührten Personen durchführen. In beiden Fällen geht es dann darum, auf der Basis konsensual getragener Primärprinzipien sekundäre Prinzipien des allgemeinen und Normen des speziellen Handelns abzuleiten, die gegenüber gleich begründbaren Alternativen bevorzugt werden sollen.

Besonders bedeutsam für die Bewertung von Handlungen und Handlungsanleitungen ist die Unterscheidung in *kategorische und kompensationsfähige Normen*. Kategorische Normen dürfen unter keinen Umständen verletzt werden, während bei den kompensatorischen Normen ein Ausgleich mit anderen konkurrierenden Prinzipien zugelassen ist. Das Leben eines Menschen zu schützen, ist z. B. eine kategorische Norm: die Opferung eines Menschen für irgendein anderes Gut (etwa Geld oder saubere Umwelt) wird überwiegend abgelehnt, sei der Gewinn auch noch so hoch. Nur wenn Leben und Gut anderer bedroht sind, kann diese kategorische Norm übertreten werden (etwa bei Notwehr). Ein Beispiel für eine kompensationsfähige Norm wäre die Nutzungsfreiheit über Eigentum. Obgleich dem Eigentümer prinzipiell das Recht zusteht, das Eigentum nach eigenem Gutdünken zu nutzen, können andere Normen (etwa Umweltschutz, Sozialverpflichtung) den Geltungsbereich des Eigentumschutzes einschränken.

Aus diesen Vorüberlegungen ergeben sich einige wichtige Rückschlüsse für die Frage nach der Anwendung ethischer Prinzipien auf die Frage des menschlichen Handelns in bezug auf die Biosphäre. Zunächst widerspricht es dem Selbstverständnis der Ethik, für unterschiedliche Handlungskontexte eigene Ethiken zu entwickeln. Ähnlich wie es auch in der Wissenschaft keine unterschiedlichen Regeln der Logik von Deduktion und Induktion geben kann, je nach dem um welchen Gegenstand es sich handelt, so macht es auch keinen Sinn, eine eigene Ethik der Biosphäre zu postulieren (Galert, 1998). Begründungen für Prinzipien und Moralsysteme müssen universellen Gesetzmäßigkeiten genügen (Nida-Rümelin, 1996b).

Zum zweiten ist es auch wenig hilfreich, ein spezielles Moralsystem für die Biosphäre einzufordern, da dieses wie jedes andere Moralsystem auf primäre Prinzipien zurückführbar sein muß. Stattdessen ist es sinnvoll, die allgemein gültigen Prinzipien zu spezifizieren, die auch in der Frage nach dem Umgang mit der Biosphäre Geltung beanspruchen können. Gleichzeitig sind die speziellen Normen zu spezifizieren, die dem Gegenstand der Biosphärennutzung angemessen sind und die die Prinzipien widerspiegeln, die über die Biosphäre hinaus gelten.

Zum dritten ist es weder hilfreich noch sinnvoll, ethisches und wirtschaftliches Handeln gegenüberzustellen, wie dies häufig in populären Abhandlungen zum Umweltverhalten des Menschen geschieht. Wirtschaftliches Handeln ist ebenso von moralischen Normen bestimmt wie umweltbezogenes Handeln. Selbst eine egoistische Durchsetzung der eigenen individuellen Interessen ist ethisch begründbar, etwa als Mittel zur freien Entfaltung der eigenen Persönlichkeit oder als Anreiz für eine Leistung, die der gesamten Gesellschaft zugute kommt. Unter ethischen Gesichtspunkten ist dabei allerdings kritisch zu fragen, ob dieses Verhalten nicht im Widerspruch zu höheren Normen oder Prinzipien steht (etwa dem Prinzip des Lebenserhalts anderer Menschen) oder aber im Konflikt mit gleichrangigen Normen oder Konflikten (gerechte Verteilung von Gütern).

Grundlagen der Umweltethik

H 3

Im Umgang mit der Umwelt sind die traditionellen Grund- und Menschenrechte sowie die z. T. daraus abgeleiteten Bürgerrechte ebenso Grundlage der Betrachtung wie bei den übrigen Anwendungsbereichen der Ethik. Allerdings ergibt sich bei der Frage nach den Prinzipien eine für die Nutzung von Natur und Umwelt spezielle Übertragungsproblematik: Gilt das Grundpostulat des Lebenserhalts nur für Menschen oder auch für alle anderen Lebewesen? Diese Frage führt nicht zu einem neuen primären Prinzip, wie man vielleicht auf den ersten Blick vermuten könnte. Vielmehr geht es um die Frage der Abgrenzung des allseits anerkannten und bereits im Grundrechtskanon festgelegten Lebenserhaltungsprinzips. Sind in diesem Prinzip nur Menschen eingeschlossen (so die heute geltende kodifizierte Fassung) oder auch andere Lebewesen? Und wenn ja, welche?

Bei der Beantwortung dieser Frage lassen sich zunächst zwei gegensätzliche Perspektiven ableiten: der *Anthropozentrismus* und der *Biozentrismus* (Taylor, 1986; Ott, 1993; Galert, 1998). Die anthropozentrische Sichtweise stellt den Menschen und seine Bedürfnisse in den Mittelpunkt. Eigene, originäre Ansprüche der Natur sind dieser Sichtweise fremd. Eingriffe in die Natur sind erlaubt, wenn sie dem Nutzen des Menschen dienlich sind. Eine Pflicht, für die Zukunft vorzusorgen und Natur zu erhalten, besteht im anthropozentrischen Weltbild nur insoweit, wie natürliche Systeme für die Menschen als wertvoll eingestuft werden und wie Natur als Mittel und Garant menschlichen Lebens und Erlebens einzuordnen ist (Norton, 1987; Birnbacher, 1991).

In der biozentrischen Konzeption, die einen Gegenpol zur anthropozentrischen Sichtweise bildet, stehen die Belange des Menschen nicht über jenen der Natur. Jedem Lebewesen, sei es nun Mensch, Tier oder Pflanze, stehen hier dieselben Rechte in bezug auf die prinzipielle Chance zur eigenen Lebensentfaltung im Rahmen einer natürlichen Ordnung zu. Schutzwürdigkeit begründet sich in der biozentrischen Sicht in einem inneren Wert, der jedem Lebewesen eigen ist. Natur hat einen Eigenwert, der nicht von den Funktionen abhängt, den sie aus der Sicht des Menschen heute erfüllt oder später einmal erfüllen könnte (Devall und Sessions, 1984; Naess, 1986; Callicott, 1989; Meyer-Abich, 1996; Rolston, 1994b).

Wenn es um die Frage der Umweltgestaltung und Umweltpolitik geht, findet man in der Realität anthropozentrische und biozentrische Ansätze jedoch nur selten in Reinform vor, sondern sie treten vielmehr in unterschiedlichen Mischungen und Ausprägungen auf. Die Übergänge zwischen den Konzeptionen sind fließend. Gemäßigte Ansätze nehmen durchaus Elemente der jeweiligen Gegenposition auf. So kann es einer grundsätzlich biozentrischen Perspektive entsprechen, wenn man im Zielkonflikt um Ressourcen die Vorrangigkeit menschlicher Interessen nicht in Frage stellt. Auch für den Anthropozentrismus gilt, daß er sich in einer gemäßigten Form in seinen Schlußfolgerungen in bezug auf den erforderlichen Umgang mit Umwelt und Natur der biozentrischen Sichtweise annähern kann. Ein protektionistisch geprägter Anthropozentrismus etwa, der Natur als Schutzobjekt vor menschlichen Eingriffen sieht und über die Erhaltung der Ressourcenbasis hinaus einen von Menschen erwünschten Existenzwert der Natur zugrunde legt, wird in den abgeleiteten Handlungsempfehlungen nur wenig von der biozentrischen Sichtweise entfernt sein.

Sieht man sich die Verhaltensweisen der Menschen in unterschiedlichen Kulturen an, so werden biozentrische oder anthropozentrische Grundpositionen selten konsistent durchgehalten (Bargatzky und Kuschel, 1994; zur Konvergenztheorie Birnbacher, 1996). In den stark anthropozentrisch geprägten Ländern des Westens werden für das Wohlergehen und die Gesundheit der eigenen Haustiere mehr finanzielle Ressourcen aufgewandt als zur Rettung von Menschenleben in anderen Ländern, in den von biozentrischen Auffassungen geprägten fernöstlichen Ländern wird die Natur häufiger noch radikaler ausgebeutet als in den Industrienationen des Westens. Diese Inkonsistenz ist keine Rechtfertigung für die eine oder andere Sichtweise, sondern mahnt nur zur Vorsicht, bei der Festlegung von weiteren Nutzungsregeln keine extremen und damit nicht einlösbare Forderungen zu stellen. Auch unter ethischen Gesichtspunkten ist ein reiner Anthropozentrismus ebenso abzulehnen wie ein reiner Biozentrismus. Wenn, um nur ein Argument hier aufzugreifen, das Recht auf menschliche Unversehrtheit im wesentlichen dadurch begründet ist, die Verursachung von Schmerzen durch andere als vermeidungspflichtig anzusehen, dann muß diese Überlegung zweifelsohne auch auf die Lebewesen angewandt werden, die ebenfalls Schmerzen empfinden können (Stichwort: Pathozentrismus). Hier kann also der reine Anthropozentrismus nicht überzeugen. Umgekehrt sind bei einem rein biozentrischen Ansatz die primären Prinzipien von Freiheit,

Gleichheit und Menschenwürde überhaupt nicht einzulösen, wenn jeder Teil der belebten Natur ein gleiches Recht auf die Nutzung der Umwelt beanspruchen würde. Unter diesen Umständen müßten die Menschen auf Ackerbau, Umwandlung von Natur- in Nutzfläche sowie auf Züchtung von Nutz- und Haustieren, die nach menschlichen Bedürfnissen ausgerichtet werden, verzichten. Das will wohl niemand. Sobald man aber den Biozentrismus auf Arten und nicht auf Individuen bezieht (die geschützt werden sollen), wird automatisch eine Vorrangstellung des Menschen impliziert; denn, wenn es um den Menschen geht, wird bei nahezu allen ethischen Schulen ein individuelles Lebensrecht ab Geburt als moralisches Prinzip zugrunde gelegt. Die extremen Formen des Bio- wie des Anthropozentrismus können daher wenig überzeugen und sind zudem kaum konsensfähig. In Frage kommen also nur ein moderater Anthropozentrismus oder ein moderater Biozentrismus.

Es würde den Rahmen dieses Kapitels sprengen, die Argumente für und gegen die eine wie die andere Lösung hier Revue passieren zu lassen. Beide Sichtweisen sind ethisch begründbar; an dieser Stelle muß man nach exogenen Kriterien oder eigenen Präferenzen entscheiden. Dabei braucht man es sich bei der Entscheidung nicht allzu schwer zu machen, denn im Endeffekt unterscheiden sich die beiden moderaten Auffassungen in ihren praktischen Implikationen und konkreten Verhaltensnormen kaum (Norton, 1991; Birnbacher, 1996; Ott, 1996). Es macht in praktischen Abwägungsfragen meist keinen Unterschied, ob man nun den moderaten Biozentrismus oder den moderaten Anthropozentrismus verfolgt. Der Beirat ist in dieser Frage zu dem Schluß gekommen, daß aus logischen wie pragmatischen Gründen ein moderater Anthropozentrismus zu bevorzugen ist. Dies wird im Sondergutachten ausführlich begründet (WBGU, 1999b).

Spezielle Prinzipien und Normen zur Nutzung der Biosphäre

H 4

H 4.1
Die Notwendigkeit menschlicher Interventionen in die Biosphäre

Aus der Festlegung für einen moderaten Anthropozentrismus und der Gültigkeit der allgemein anerkannten primären Prinzipen des menschlichen Zusammenlebens lassen sich zwar schon einige wichtige Rückschlüsse für die ethische Beurteilung der Biosphärennutzung durch den Menschen ziehen, sie reichen aber noch lange nicht aus, konkurrierende Normen der Nutzung vergleichend miteinander zu beurteilen.

Da die Mit- und Nachwelt in jedem Fall mehr Naturressourcen nutzt bzw. nutzen wird, als es einer Lebensweise entsprechen würde, die im Einklang mit den gegebenen natürlichen Verhältnissen stünde, führt kein Weg daran vorbei, Naturflächen in anthropogen bestimmte Nutzflächen umzuwandeln (Mohr, 1995).

Bei der Frage nach dem Arterhalt und der Eingriffstiefe menschlicher Interventionen in die Biosphäre ist eine Abwägung zwischen unterschiedlichen Gütern vorzunehmen. Die Natur selbst kann dem Menschen nicht zeigen, was unbedingt zu erhalten ist und was für wertvolle Güter eingetauscht werden kann. Verantwortlich für eine Entscheidung und die daraus erwachsenden Konflikte zwischen konkurrierenden Zielen ist alleine der Mensch. Abwägungs- und Aushandlungsprozesse stellen deshalb den Kern der Überlegungen um die ethische Begründung von Nutzungsregeln der Biosphäre dar.

Dies bedeutet aber nicht, daß in der Frage der Biosphärennutzung kein Raum für kategorische Urteile nach der Art: „Dies oder jenes ist in jedem Fall zu unterlassen“ bestünde. Aus dem Grundprinzip des Erhalts menschlichen Lebens über die Gegenwart und die Zukunft folgt, daß alle Eingriffe des Menschen, bei der die Existenzfähigkeit der menschlichen Gattung insgesamt oder eines nennenswerten Teils der Bevölkerung gefährdet ist, kategorisch zu unterlassen seien. Diese Eingriffe werden vom Beirat als *Gefährdungen der systemaren Funktionen der Biosphäre* bezeichnet. Solche Gefährdungen stellen eine der Leitplanken dar, die unter keinen Umständen überschritten werden dürfen, selbst wenn mit diesem Überschreiten ein hoher Nutzen verbunden wäre. In der Sprache der Ethik ist dies ein kategorisches Prinzip oder in der Sprache der Ökonomie ein nicht tauschfähiges Gut. Mit der „Keule“ der kategorischen Verbote sollte man allerdings sehr sparsam umgehen, weil sich bei den meisten Prinzipien immer wieder plausible Ausnahmen ausdenken lassen, deren partielle Überschreitung intuitiv sinnvoll erscheint (etwa Notwehr als Ausnahme zum Tötungsverbot). Im Fall der Existenzbedrohung ist aber die kategorische Ablehnung der dazu führenden Verhaltensweisen direkt und unmittelbar einsichtig und wahrscheinlich auch international konsensfähig.

H 4.2
Die Anwendung kategorischer Prinzipien beim Biosphärenschutz

Was bedeutet die Aufnahme kategorischer Prinzipien konkret für die politische Gestaltung des Biosphärenschutzes? Eine Reihe von Autoren haben in der Vergangenheit versucht, die Mindestanforderungen an ein ethisch vertretbares Moralsystem in bezug auf Biosphärennutzung festzulegen. Diese sog. „safe minimum standards“ legen Grenz-Markierungen auf der nach oben offenen Meßskala der Folgen menschlicher Eingriffe fest, die auch bei Aussicht auf hohen Nutzengewinn nicht überschritten werden dürfen (Randall und Farmer, 1995; Randall, 1988). Um diese Grenzwerte näher festzulegen, ist die in Kap. B vorgeschlagene Aufteilung in drei Ebenen hilfreich, und zwar in:

– die globalen biogeochemischen Kreisläufe, bei denen die Biosphäre als Mitverursacher, Modulator oder auch „Nutznießer“ beteiligt ist;
– die Vielfalt von Ökosystemen und Landschaften, die in der Biosphäre tragende Funktion haben und schließlich
– die genetische Vielfalt und die Artenvielfalt, die sowohl „Modelliermasse der Evolution“ als auch Grundelemente ökosystemarer Funktion und Dynamik darstellen.

Wenn es um die erste Ebene geht, bei der die Funktionsfähigkeit des globalen Ökosystems auf dem Spiel steht, sind kategorische Prinzipien offenbar notwendig und sinnvoll, sofern man am primären Prinzip des dauerhaften Erhalts der Menschheit nicht rütteln will. *Kategorisch verboten sind demgemäß alle Eingriffe, bei denen wichtige Stoff- oder Energiekreisläufe auf globaler Ebene nennenswert beeinflußt werden und global wirksame negative Auswirkungen zu erwarten sind.* In der Regel

braucht dabei ein stringenter kausaler Beweis für die Schädlichkeit global relevanter Interventionen nicht vorzuliegen, ein hinreichender Verdacht auf eine solche Schädlichkeit sollte ausreichen. Wie man mit dem Problem der Unsicherheit bei möglichen katastrophalen Schadenspotentialen umgehen soll (Risikotyp Kassandra), hat der Beirat bereits in seinem Risikogutachten 1998 eingehend dargelegt (WBGU, 1999a).

Auf der zweiten Ebene, dem Schutz von Ökosystemen und Landschaften, ist es schon schwieriger, kategorische Regeln aufzustellen. Zunächst ist einleuchtend, daß alle Eingriffe in Landschaften, bei denen die auf der ersten Ebene angesprochenen globalen Funktionen gefährdet sind, nicht erfolgen dürfen. Darüber hinaus ist es aus Vorsorgegesichtspunkten klug, eine möglichst große ökosystemare Vielfalt zu erhalten, um den Grad der Verwundbarkeit gegenüber nicht vorhergesehenen oder sogar nicht vorhersehbaren Folgen menschlicher ebenso wie außermenschlicher Ereignisse gering zu halten. Auch wenn es schwierig ist, aus der Beobachtung der Evolution Erkenntnisse für menschliche Verhaltensweisen abzuleiten, so scheint doch die empirisch belegte Aussage „Wer alles auf eine Karte setzt, verliert langfristig immer" eine universell gültige Einsicht in die Funktionsweise systemar organisierter Wechselbeziehungen darzustellen. Aus diesem Grund ist die Erhaltung der natürlichen Vielfalt von Ökosystemen und Landschaftsformen ein kategorisches Prinzip, während die Festlegung der jeweils erlaubten Eingriffstiefe auf der Basis kompensationsfähiger Prinzipien und Normen erfolgen soll.

Ähnliches gilt auch für die dritte Ebene, den Gen- und Artenschutz. Auch hier ist zunächst einmal die Kausalkette: Arterhalt, Landschaftserhalt, globaler Funktionserhalt aufzustellen. Dort, wo diese Kette schlüssig nachzuweisen ist, sollte wiederum ein kategorisches Gebot des Erhalts gelten. Man könnte diese Arten als *„primäre Schlüsselarten"* bezeichnen. Darunter sind solche Arten zu verstehen, die durch ihre besondere Stellung im Ökosystem nicht nur essentiell sind für den besonderen Landschaftstyp, in dem sie auftreten, sondern über diesen spezifischen Landschaftstyp hinaus auch für die globalen Kreisläufe. Wahrscheinlich werden nicht allzu viele Arten unter diese Rubrik einzuordnen sein, aber man könnte auch an Gruppen von Arten denken, etwa humusbildende Bakterien. An zweiter Stelle folgen die Arten, die für bestimmte Ökosysteme oder Landschaften prägend sind. Sie werden hier als *„sekundäre Schlüsselarten"* bezeichnet. Auch sie stehen unter einem besonderen Schutz, der aber nicht mehr zwingend unter kategorischem Vorbehalt steht. Ihr funktionaler Wert verdient aber besondere Beachtung. Unterhalb dieser beiden Arttypen stehen die übrigen Arten, die in mehr oder weniger großem Ausmaß ökosystemare Funktionen wahrnehmen. Was das für die Schutzwürdigkeit dieser Arten bedeutet und an welcher Stelle man die genaue Grenze des erlaubten Eingriffs ziehen darf, ist eine Frage, die man nicht mehr mit kategorischen, sondern nur noch mit Hilfe von kompensationsfähigen Prinzipien und Normen lösen kann. Generell ist auch hier wie bei der Frage des Ökosystem- und Landschaftsschutzes die Erhaltung der Vielfalt als Strategie der „Rückversicherung" gegen Unwissenheit, globale Risiken und unvorhersehbare Überraschungen zu empfehlen.

Festzuhalten bleibt, daß aus systemarer Sicht ein kategorisches Verbot für alle Eingriffe des Menschen gelten muß, bei dem globale Regelkreise nachweislich gefährdet sind (Leitplankenmodell des WBGU). Darüber hinaus ist es sinnvoll, die Erhaltung der Vielfalt von Landschaften (auch der ökosystemaren Vielfalt innerhalb von Landschaften) sowie der Gen- und Artenvielfalt als Grundprinzipien anzuerkennen, ohne damit kategorische Urteile über einzelne Landschaftstypen oder bestimmte Arten abgeben zu können.

H 4.3
Die Anwendung kompensationsfähiger Prinzipien und Normen beim Biosphärenschutz

Um die Frage nach der Bewertung von partiellen Verletzungen *kompensationsfähiger* Prinzipien oder Normen, die bei der Frage nach der Erhaltung spezieller Arten oder Landschaften herangezogen werden, zu beantworten, benötigt man Entscheidungsregeln, die einem die Abwägung erleichtern. In der heutigen Debatte um Nutzungsregeln für Umwelt und Natur werden überwiegend teleologische Bewertungsverfahren vorgeschlagen (Hubig, 1993; Ott, 1993). Diese Verfahren sind darauf ausgerichtet,

1. die möglichen Folgen verschiedener Handlungsoptionen auf allen normrelevanten Dimensionen abzuschätzen,
2. die Verletzungen bzw. Erfüllungen dieser erwarteten Konsequenzen im Licht der Normen und Prinzipien zu erfassen und
3. diese schließlich nach einem internen Schlüssel so zu gewichten, daß eine ausgewogene Abwägung zustandekommen kann.

Auf der positiven Seite der Abwägung stehen die durch Nutzung geschaffenen wirtschaftlichen und kulturellen Werte, etwa in der Form von Einkommen, Subsistenz oder einem ästhetisch ansprechenden Landschaftsbild (Parks, Ziergärten usw.); auf der negativen Seite stehen die Zerstörung gegenwärtiger oder künftiger Nutzungspotentiale, der Verlust von nicht bekannten, aber in Zukunft möglicherweise benötigten Naturressourcen und die Verletzung ästhetischer, kultureller oder religiöser Attribute, die mit Umwelt und Natur verbunden werden.

Auf beiden Seiten der Gleichung stehen also durchaus verwandte Kategorien: heutige Nutzung gegenüber Nutzungsmöglichkeiten in der Zukunft, Entwicklungspotentiale der heutigen Nutzung gegenüber Options-

werten für künftige Nutzung, Umweltgestaltung durch Nutzung gegenüber Umweltverschandelung durch alternative Nutzung usw. Bei gleichen oder ähnlichen Kategorien auf der Haben- und Sollseite der Abwägungsbilanz ist die Entscheidung dann einfach, wenn es eine Option gibt, die auf allen Kategorien besser abschneidet als jede andere Kategorie. Eine solche sog. *dominante Option* ist zwar in der Realität selten, es gibt aber durchaus Beispiele für dominante oder für das Gegenteil, für subdominante Lösungen. So kann man etwa den Raubbau an den Wäldern von Kalimantan in Indonesien als subdominante Option einordnen, da der kurzfristige Nutzengewinn selbst bei sehr hohen Diskontsätzen in keinem Verhältnis steht zu den langfristigen Nutzenverlusten, die mit einer mit *Imperata*-Gras bewachsenen Ödfläche verbunden sind. Die Rekultivierung einer solchen Ödfläche ist um ein vielfaches teurer als der Erlös aus dem Holzverkauf einschließlich Zinsen. Durch das Kyoto-Protokoll wird diese Situation noch dadurch verschärft, daß den privaten Akteuren aus der Landverwüstung noch ein privater Gewinn durch Aufforstung zufließen kann, wenn sie sich dies als Klimaprojekt anrechnen lassen. Dabei ist eine solche Strategie (erst abholzen und dann aufforsten) auch von der Kohlenstoffbilanz negativ zu beurteilen (WBGU, 1998b). Neben dem Fehlen ökologischer Gründe gibt es es auch keine kulturellen, ästhetischen oder religiösen Gründe für eine Umwandlung von Primär- oder Sekundärwald in Grasland. Allenfalls läßt sich von einer Gewohnheit sprechen, den Regenwald als „nicht erhaltenswertes Biotop“ der kurzfristigen Nutzung zu überlassen.

Sieht man von den dominanten bzw. subdominanten Lösungen ab, dann ist eine Abwägung zwischen Optionen, die kompensationsfähige Normen und Prinzipien verletzen bzw. erfüllen, von zwei Voraussetzungen abhängig: bestmögliches Folgewissen und ein nachvollziehbarer, konsistenter Abwägungsprozeß (Akademie der Wissenschaften, 1992).

H 4.4 Wissen und Werte als Grundlage für Abwägungsprozesse

Adäquates Folgewissen ist notwendig, um die systemaren Zusammenhänge zwischen Nutzungsformen, Reaktionen der Ökosysteme auf menschliche Interventionen und soziokulturellen Bedingungsfaktoren aufzudecken (Wolters, 1995). Mit dem *Syndromkonzept* des Beirats sind eine Reihe solcher systemarer Zusammenhänge erfaßt worden (z. B. Kap. G). Die einzelnen Systemelemente werden dabei durch die verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen in ihrer Wirkungsweise spezifiziert und dann in ein disziplinenübergreifendes Beziehungsgeflecht integriert (WBGU, 1998a). Die angewandte ökologische Forschung hat beispielsweise die Aufgabe zu zeigen, wie die Ökosysteme durch unterschiedliche Nutzungskonzepte und -praktiken belastet werden und welche konkreten Folgen bestimmte Eingriffe in die Natur und die natürliche Umwelt haben. Der ökonomische Denkansatz liefert einen Ansatz, der eine nutzenorientierte Bewertung von natürlichen und künstlichen Ressourcen im Rahmen von Produktion und Konsum erlaubt. Die Kultur- und Sozialwissenschaften untersuchen die sozialen und kulturellen Rückkopplungseffekte zwischen Nutzung, sozialer Entwicklung und kulturellem Selbstverständnis und bilden die dynamische Wechselwirkung zwischen Nutzungsformen, soziokulturellen Lebensstilen und Steuerungsformen ab. Die interdisziplinäre, problemorientierte und systembezogene Forschung trägt dazu bei, einen Grundstock an Erkenntnissen und Einsichten über Funktionszusammenhänge im Verhältnis zwischen Mensch und Umwelt auszubilden und auch konstruktive Vorschläge zu entwickeln, wie die Grundfrage einer ethisch gerechtfertigten Nutzung der Biosphäre in Abstimmung zwischen den betreffenden Akteuren beantwortet werden kann. Alle diese Aspekte werden in den fachbezogenen Kapiteln dieses Gutachtens ausführlich erörtert. Zur Sicherung eines ausreichenden Biosphärenschutzes ist demnach wissenschaftliche Forschung, vor allem aber transdisziplinäre Systemforschung an der Nahtstelle zwischen Natur- und Sozialwissenschaften unabdingbar (Kap. J).

Wissen allein reicht aber nicht. Um effektiv und effizient handeln zu können und dabei ethische Grundsätze zu beachten, ist es notwendig, den *Abwägungsprozeß* zwischen den verschiedenen Handlungsoptionen *nach rationalen Kriterien zu gestalten* (Gethmann, 1998). Dazu ist zunächst einmal notwendig, die Dimensionen zu identifizieren, die für eine Bewertung herangezogen werden sollten. Die Diskussion um die der Bewertung zugrundeliegenden *Wertdimensionen* ist eines der am meisten bearbeiteten Themen innerhalb der Bioethik. Unter den verschiedenen Wissenschaftszweigen hat sich insbesondere die Ökonomie dieser Fragestellung angenommen. Daher wird im folgenden der ökonomische Ansatz zur Bewertung biosphärischer Leistungen vorgestellt und diskutiert.

Ökonomische Bewertung biosphärischer Leistungen H 5

H 5.1
Ökonomische Bewertung als Ausprägung einer speziellen Bewertungsethik

Auch die Ökonomie besitzt in Form des „sozialen Subjektivismus“ eine ethische Basis. Der „soziale Subjektivismus“ besteht im Kern aus einer utilitaristischen Werttheorie, nach der ausschließlich die Präferenzen der Individuen zur Ermittlung von Werten herangezogen werden (Marggraf und Streb, 1997). Ausgangsthese des Beirats bei der Behandlung ökonomischer Aspekte von Bewertungsfragen ist, daß sich ethische und ökonomische Bewertungsansätze nicht konträr gegenüberstehen, sondern in der Ökonomie die Ausprägung einer speziellen Bewertungsethik zu sehen ist. Es wird demnach nach ökonomischen Kriterien und Argumenten gesucht, die in einem übergeordneten ethischen Bewertungskonzept angewandt werden können. Die Ökonomie kann sowohl Kriterien für die Abgrenzung zwischen kategorischen und kompensationsfähigen Kriterien ableiten als auch Kriterien benennen, die bei einem nachvollziehbaren, konsistenten Abwägungsprozeß unterstützend herangezogen werden können. Mit Blick auf diese Argumentation strebt der Beirat zwar an, die Vorteile des ökonomischen Bewertungsansatzes herauszuarbeiten und eine stärkere Berücksichtigung ökonomischer Überlegungen beim Biosphärenschutz zu fordern. Jedoch spricht er sich nicht einseitig für den ökonomischen Bewertungsansatz aus und löst somit nicht den immer wieder angeführten Gegensatz von Ethik und Ökonomie zugunsten der Ökonomie auf.

Aufbauend auf diesen einleitenden Ausführungen über das Verhältnis von Ökonomie und Ethik werden zunächst die methodischen Grundlagen und der Erklärungsanspruch ökonomischer Bewertungsansätze dargestellt (Kap. H 5.2). Anschließend wird die grundlegende Vorgehensweise bei einer ökonomischen Bewertung der Biosphäre vorgestellt (Kap. H 5.3). Ein wichtiger Schritt ist hierbei die Ermittlung von Wertkategorien, die der Biosphäre zugeschrieben werden können (Kap. H 5.4). Das ökonomische Kalkül läßt sich nicht uneingeschränkt auf die Bewertung der Biosphäre übertragen. Von daher ist auch eine Diskussion über die Grenzen des ökonomischen Bewertungsansatzes erforderlich (Kap. H 5.5). Die Vielzahl der existierenden Wertdimensionen erschwert die Auswahl von Handlungsoptionen. Von daher versucht der Beirat in einem nächsten Schritt, die Wertkategorien aus globaler Perspektive in eine Rangfolge zu bringen (Kap. H 5.6). Mit einem kurzen Fazit schließt das Kapitel über die ökonomische Bewertung der Biosphäre (Kap. H 5.7).

H 5.2
Methodische Grundlagen und Erklärungsanspruch ökonomischer Bewertungen

Das methodische Ziel ökonomischer Bewertungen wird in der Monetarisierung individueller Präferenzen gesehen. Für die Politik, aber auch für die betroffenen Bürger besteht der eigentliche Zweck ökonomischer Bewertungsverfahren darin, die von den Bürgern gewünschten und von der Politik umgesetzten Handlungsalternativen in Geldgrößen auszudrücken. Auf diese Weise werden die quantitativen Grundlagen für politische Entscheidungen geschaffen. Auch wenn die Monetarisierung nicht immer gelingt, so bleibt sie doch das erstrebenswerte Ziel. Ökonomische Bewertungen sehen sich aufgrund der Ermittlung monetärer Werte für die natürliche Umwelt häufig scharfer Kritik gegenüber. Eine ökonomische Bewertung kann allerdings weit mehr sein als der Vorgang einer reinen Monetarisierung, und die Kritik an diesem Ansatz sollte sich immer im Rahmen des Erklärungsanspruchs der Bewertungsmethode bewegen.

Insbesondere der Monetarisierungsaspekt steht im Mittelpunkt der Kritik an dem Versuch, ökonomische Bewertungsverfahren auf die Umwelt – hier auf die Bewertung biosphärischer Leistungen – anzuwenden. Aufbauend auf dem Anthropozentrismus sieht die Ökonomie im Menschen die zentrale Instanz zur Ableitung von monetären Werten. Demgegenüber spricht die biozentrische Sichtweise der Natur einen intrinsischen Wert, der unabhängig von individuellen Präferenzen existiert, zu und lehnt demzufolge die Übertragung des ökonomischen Kalküls auf die Umwelt ab. Um diesen Konflikt zwischen Anthropozentrikern und Biozentrikern ein wenig abzuschwächen – in der umweltpolitischen Praxis liegen die Forderung von Bio- und Anthropozentrikern in der Regel gar nicht soweit auseinander (Kap. H 3) –, sind zunächst kurz die methodischen Grundlagen der ökonomischen Bewertung darzustellen. Von besonderer Bedeutung ist es in diesem Zusammenhang außerdem, den Erklärungsanspruch näher zu erläutern, der einer ökonomischen Bewertung zugrunde liegt.

Ausgangspunkt ökonomischer Bewertungen sind die Präferenzen der Individuen. Sie bilden den Bezugspunkt für den auf der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie beruhenden Bewertungsansatz. Neben dem Augenmerk auf das Individuum ist der Wunsch nach individueller Nutzenmaximierung die zweite Annahme des ökonomischen Bewertungsansatzes, d. h. die Individuen streben danach die Verwirklichung derjenigen Handlungsalternative an, die ihnen den höchsten Nutzen stiftet.

Basierend auf diesen grundlegenden Annahmen wird die Aufgabe ökonomischer Bewertungen auch darin gesehen, die Nutzenstiftungen verschiedener politischer Handlungsalternativen zu erfassen, zu bewerten und in einem vergleichenden Nutzenäquivalent – in der Regel handelt es sich um monetäre Größen – wiederzugeben. In ausgebauter Form findet sich dies in formalisierten Kosten-Nutzen-Analysen. Sie werden im politischen Bereich durchgeführt, um die Rationalität politischer Entscheidungen zu erhöhen und zur Objektivierung beizutragen (Cansier, 1996).

Bei der Beurteilung ökonomischer Bewertungen ist es von entscheidender Bedeutung, sich nicht nur kritisch mit den methodischen Grundlagen auseinanderzusetzen, sondern sich ebenso mit dem Erklärungsanspruch des ökonomischen Bewertungsansatzes zu beschäftigen. So stellt sich die Ökonomie keineswegs die Aufgabe, allen Dingen einen Wert zuzumessen. Vielmehr wird versucht, die in einer Gesellschaft meist implizit vorhandenen Bewertungen transparent und entscheidungsrelevant zu machen (Burtraw und Portney, 1991; Kosz, 1997).

Dieser Erklärungsanspruch ökonomischer Bewertungen, über eine Monetarisierung Entscheidungen transparent zu machen, wird insbesondere bei der Anwendung des ökonomischen Kalküls auf die Bewertung der Biosphäre deutlich. Entscheidungen über den Schutz der Biosphäre sind unvermeidlich. Es kann beispielsweise nicht die gesamte biologische Vielfalt in ihrem derzeitigen Bestand erhalten werden. In jedem Fall sind Abwägungsentscheidungen darüber zu treffen, in welchem Umfang der Mensch biologische Vielfalt erhalten will. Solche Entscheidungen treten zum einen explizit auf, wenn es beispielsweise darum geht, welche Flächen mit ihrem jeweiligen Arteninventar als Schutzgebiete ausgewiesen werden sollen, und zum anderen werden auch implizite Abwägungsentscheidungen in dem Sinn getroffen, daß beispielsweise der Bau einer Straße durch ein naturnahes Ökosystem zwecks wirtschaftlicher Erschließung einer Region beschlossen wird. Wenn entsprechende ökologische Überlegungen bei der Planung des Straßenbaus nicht eingeflossen sind, ist in der Entscheidung für den Bau eine implizite Wertung und Prioritätensetzung in dem Sinn enthalten, daß der wirtschaftliche Nutzen höher eingestuft worden ist als der Verlust biologischer Vielfalt, der unter Umständen mit dem Straßenbau einhergeht.

Dem Zwang, zu handeln und zu entscheiden, kann nicht entgangen werden. Implizit oder explizit werden ständig Bewertungen durchgeführt (Weikard, 1998; Goulder und Kennedy, 1997; Perrings et al., 1995). Wegen dieser Unvermeidbarkeit von Entscheidungen insbesondere beim Schutz der Biosphäre sollte die Bewertungsfrage pragmatisch ges ehen werden. Der Hinweis, daß die Natur intrinsische Werte aufweist, hilft bei den meisten Entscheidungsproblemen, die in der politischen Realität zu treffen sind, nicht weiter (Pearce und Moran, 1998). Der anthropozentrische Ansatz besitzt insoweit eine höhere Operationalität, als daß intrinsische Werte der Natur nicht absolut gesetzt werden. Vielmehr zielt der anthropozentrische Ansatz auf ein Abwägen zwischen unterschiedlichen Werten menschlicher Gesellschaften ab (Heister, 1997). Eine weitere Stärke anthropozentrischer Begründungen für die Erhaltung biologischer Vielfalt liegt darin, daß sich anthropozentrische Ansätze direkt aus den wenigen zentralen (freiheitlich-demokratischen) Grundsätzen ableiten lassen, die die Zivilisation überhaupt zusammenhalten. Mit der vom Beirat vertretenen Ethik des moderaten Anthropozentrismus ist es zugleich möglich und auch gewollt, ökologische Aspekte mit dem individuellen Kosten-Nutzen-Kalkül zu verbinden. Aufgrund ihrer integrierenden Funktion scheint die moderat anthropozentrische Naturethik die einzige zu sein, die gesellschaftliche und somit auch gesetzliche Verbindlichkeit erlangen kann. Denn nur sie baut ganz überwiegend auf den Regeln auf, die in einer zivilisierten Gesellschaft ohnehin bestehen und sie begründen (Geisendorf et al., 1998).

In diesem Sinn sollte der Versuch der Ökonomie, solche Entscheidungslagen durch eine Monetarisierung transparenter zu machen, als ein Ansatz gesehen werden, der dazu beiträgt, die ökonomische Relevanz biosphärischer Leistungen aufzuzeigen. Hierbei kommt es weniger auf eine exakte Berechnung der Nutzenstiftungen durch die Biosphäre an. Entscheidend ist vielmehr die *Demonstrationsfunktion ökonomischer Bewertungen* (Fromm, 1997). So weisen Bewertungsstudien auf die ökonomische Relevanz von Umweltproblemen hin (Costanza et al., 1997; Repetto, 1993) und leisten somit einen wichtigen Beitrag zur Sensibilisierung der Öffentlichkeit für Umweltfragen (Hampicke, 1991). Die Umrechnung – bzw. bescheidener: der Versuch einer Umrechnung – von biosphärischen Leistungen in monetäre Werte ist auch deshalb sinnvoll, weil der Wert in einer „Währung“ ausgedrückt wird, wie er vom politischen Entscheidungsprozeß verstanden wird und weiter verarbeitet werden kann (Daily, 1997a). Die Ergebnisse ökonomischer Bewertungen können somit nicht nur als Argumente für einen anthropozentrisch ausgerichteten Naturschutz dienen. Vielmehr können sie auch für biozentrische Standpunkte hilfreich sein, zumal monetäre Werte über eine höhere Überzeugungskraft verfügen als der Hinweis auf diffus wahrgenommene intrinsische Werte (Hampicke, 1991).

H 5.3
Überblick über die Vorgehensweise bei einer ökonomischen Bewertung der Biosphäre

Folgende Vorgehensweise bietet sich bei einer ökonomischen Bewertung der Biosphäre an (Fromm, 1997):

1. Identifizierung der von der Biosphäre ausgehenden Nutzenstiftungen, d. h. der ökonomisch relevanten Funktionen (Mengengerüst). – Inhaltlich kann hier auf die in den vorangegangenen Kapiteln erarbeiteten und diskutierten Funktionen der Biosphäre verwiesen werden. Methodisch kann auf das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes verwiesen werden, der unten als heuristisches Instrument zur Ermittlung der verschiedenen von der Biosphäre ausgehenden Nutzenstiftungen vorgestellt wird (Kap. H 5.4).
2. Überprüfung der Anwendbarkeit des Kosten-Nutzen-Kalküls auf die Biosphäre. – Hier stehen die Kriterien der begrenzten Substituierbarkeit und der Irreversibilität von Schäden im Vordergrund, die der Anwendung des ökonomischen Kalküls Grenzen setzen. Aufgrund der Bedeutung dieses Analyseschritts wird dieser Punkt unten nochmals intensiver diskutiert (Kap. H 5.5).
3. Monetarisierung der Nutzenstiftungen. – Hierzu existieren verschiedene Bewertungsmethoden, die indirekt über eine Analyse von Marktdaten oder direkt über Befragungen versuchen, aus individuellen Präferenzen einen ökonomischen Wert abzuleiten. Diese Verfahren sind vom Beirat bereits beschrieben worden (WBGU, 1993) und werden in einem aktuellen Sondergutachten eingehender erläutert (WBGU, 1999b). Von daher werden diese Verfahren hier nicht weiter behandelt.
4. Berechnung der Gegenwartswerte der monetarisierten Nutzenstiftungen. – Wenn eine Monetarisierung angestrebt wird, ist das zeitliche Profil der Leistungsströme bzw. der Beeinträchtigungen zu berücksichtigen, d. h. zukünftige Nutzen- bzw. Schadensgrößen sind auf den Gegenwartswert abzudiskontieren. Auf die komplizierten Probleme bezüglich der Wahl des geeigneten Diskontierungsfaktors zwecks Abwägung der intergenerativen Kosten und Nutzen wird hier allerdings nicht eingegangen. Diese Probleme sind zwar zentral für alle Bewertungsfragen, in diesem Gutachten sollen jedoch die biosphärenspezifischen Bewertungsaspekte im Vordergrund stehen.

Legt man eine solche Vorgehensweise bei einer ökonomischen Bewertung zugrunde, so ist unmittelbar einsichtig, daß eine ökonomische Bewertung nicht auf eine Monetarisierung beschränkt bleiben muß und sollte. Vielmehr sind bei einer ökonomischen Bewertung neben der Monetarisierung auch viele qualitative Elemente zu berücksichtigen, wie beispielsweise die Identifizierung und Beschreibung der Leistungen des Naturvermögens, hier im speziellen die Leistungen der Biosphäre (Kap. H 5.4). Ein solches qualitatives Element stellt auch der zweite Analyseschritt dar, der auf die Grenzen des ökonomischen Abwägungskalküls hinweist (Kap. H 5.5).

H 5.4
Wertkategorien biosphärischer Leistungen aus ökonomischer Sicht

H 5.4.1
Einzelne Werte und ökonomischer „Gesamtwert“

Die verschiedenen einzelnen „Werte“, die in der ökonomischen Bewertungstheorie entwickelt wurden, erfassen unterschiedliche Dimensionen des Problems (z. B. zeitlich die kurzfristig absehbare und langfristig erhoffte Nutzung) und verschiedene Ausschnitte der Biosphäre. In einer Art Gedankenexperiment kann man sich dann über alle Ausschnitte und über die Zeitachse hinweg einen ökonomischen „Gesamtwert“ vorstellen (Total Economic Value; TEV). Mit diesem „Gesamtwert“ soll die Gesamtheit an Wertaspekten eingeschlossen werden, die die Nachfrage nach Umweltgütern allgemein bestimmt (Pearce und Turner, 1990). Seine gedachten Elemente sind in Abb. H 5.4-1 aufgeführt. Zusammengefaßt ergeben sie (Meyerhoff, 1997):

TEV = [nutzungsabhängige Werte] + [nichtnutzungsabhängige Werte]
= [direkte Werte + indirekte Werte + Optionswerte] + [Existenzwert + andere nichtnutzungsabhängige Werte]

Dabei deuten die – mathematisch überflüssigen – Klammern eine gewisse Affinität bestimmter Typen von Werten an; diese sind jetzt zu erläutern (vgl. zu den Wertkategorie auch die Ausführungen im Jahresgutachten 1997 zur ökonomischen Bewertung von Süßwasser, WBGU, 1998a). Zudem wird jeweils der Bezug dieser Wertkategorien zu den Gutseigenschaften der betreffenden biosphärischen Leistungen hergestellt. Das heißt, es wird geprüft, inwieweit eher ein privates Gut oder ein öffentliches Gut vorliegt. Öffentliche Güter (Kollektivgüter) unterscheiden sich von den privaten Gütern dadurch, daß Nichtrivalität im Konsum vorliegt. Außerdem kann bei ihnen das Ausschlußprinzip nicht angewandt werden. Diese Unterscheidung zwischen den beiden Güterarten – wobei in der Realität meistens Mischformen vorliegen – ist sowohl von Bedeutung bei der Entwicklung geeigneter Ansätze für Schutz und Nutzung der Biosphäre als auch für den Versuch, den ökonomischen Wert biosphärischer Leistungen zu bestimmen. Denn die Ermittlung individueller Präferenzen und die Umrechnung in monetäre Werte ist stark davon abhängig, ob sich die Präferenzen auf Märkten äußern (biosphärische Leistungen mit überwiegendem Privatgutcharakter) oder ob die Präferenzen auf anderem Weg, d. h. mit entsprechenden Bewertungsmethoden, ermittelt wer-

den müssen (biosphärische Leistungen mit überwiegendem Kollektivgutcharakter).

Im Vordergrund steht in Abb. H 5.4-1 die Unterteilung in nutzungsabhängige und nichtnutzungsabhängige Werte. Eine solche Unterteilung macht allerdings nur dann Sinn, wenn der Nutzungsbegriff eng ausgelegt wird. Denn die Bezeichnung „nichtnutzungsabhängige Werte“ soll nicht suggerieren, daß mit diesen Werten kein Nutzengewinn verbunden ist. Vielmehr wird auf einen engeren Nutzungsbegriff abgestellt, der auf eine unmittelbare Nutzung der Biosphäre verbunden mit einer persönlichen Nähe zur biosphärischen Leistung abzielt. So setzt z. B. die Nutzung des Symbolwertes – wenn ein instrumenteller Wert des Symbolwertes unterstellt wird – oder des wirtschaftlichen Nutzungswertes die räumliche Nähe zur Biosphäre voraus, während beim Existenzwert allein das Wissen um ein fern des persönlichen Lebensraums liegenden Ausschnitts der Biosphäre ausreicht, um Nutzen zu stiften, ohne biosphärische Leistungen direkt in Anspruch zu nehmen.

Die *direkten Werte* setzen sich zusammen aus einem *wirtschaftlichen Nutzungswert* und einem *Symbolwert* . Der wirtschaftliche Nutzungswert zeigt sich darin, daß biosphärische Leistungen für Produktions- und für Konsumzwecke genutzt werden können. Wenn die Natur als Produktionswert dient, also beispielsweise biosphärische Produktionsleistungen wie Holz, Getreide, Baumwolle usw. genutzt werden, so handelt es sich um ein pri-

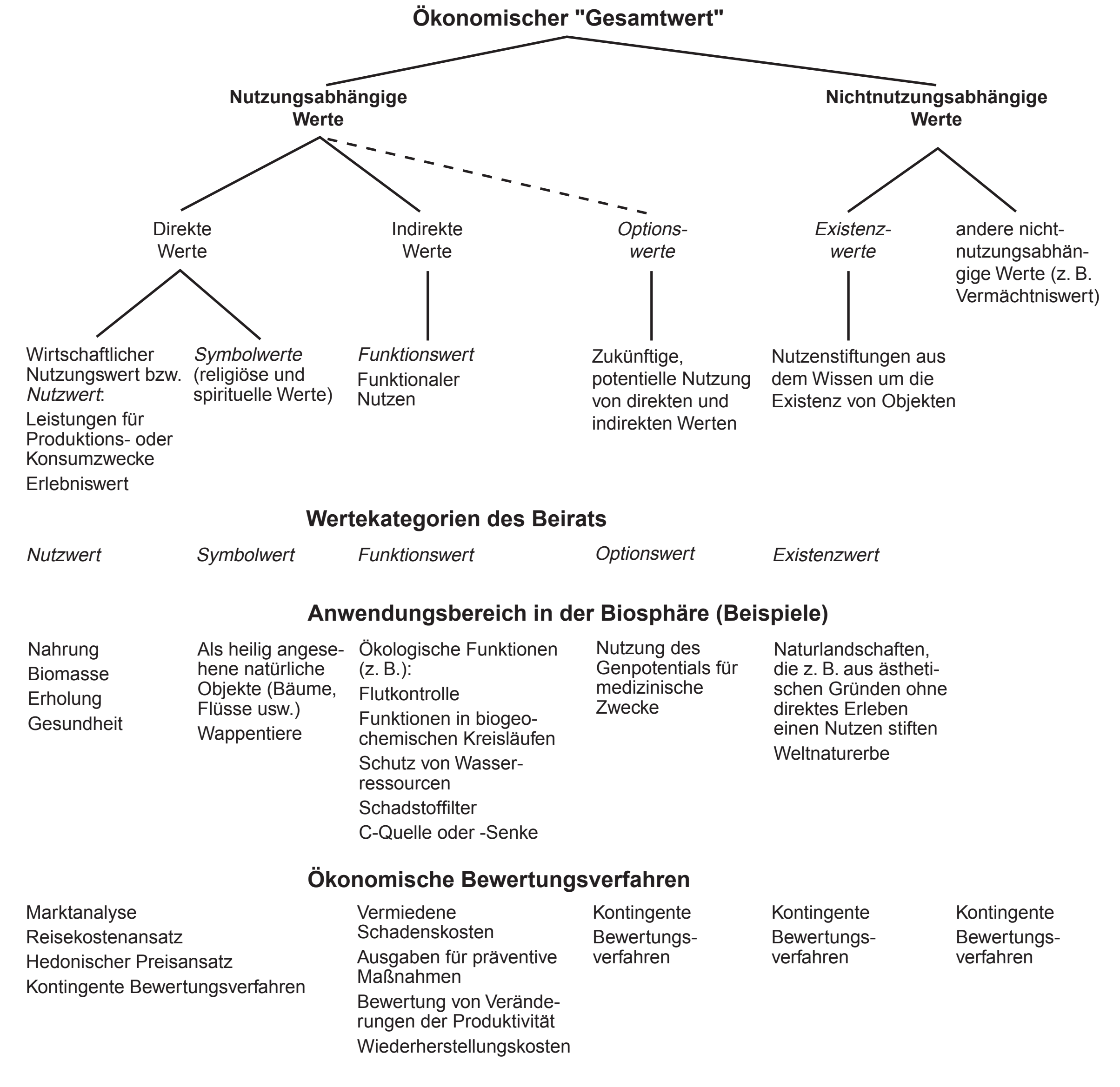


Abbildung H 5.4-1
Die Zusammensetzung des sog. ökonomischen „Gesamtwertes“ biosphärischer Leistungen.
Quelle: Eigene Zusammenstellung auf der Basis von Pearce und Moran, 1998; Meyerhoff, 1997.

vates Gut. Ein häufig unterschätzter Wert der Biosphäre ist der *Erlebniswert*. Der Erlebniswert wird als ein Konsumwert bezeichnet, weil die Individuen die Natur z. B. in ihrer Ästhetik unmittelbar als Konsumgut nutzen. Somit ist der Erlebniswert ebenso ein Nutzungswert wie die wirtschaftlichen Nutzungswerte. Im Unterschied zu dem dominierenden Fall der Privatguteigenschaft von wirtschaftlichen Nutzungswerte überwiegt beim Erlebniswert meist der Kollektivgutcharakter der Biosphäre.

Symbolwerte werden von Individuen bestimmten Elementen der Biosphäre zugewiesen. Beispielsweise sind hier heilige Tier- und Pflanzenarten, unter Umständen auch Teile der unbelebten Biosphäre wie heilige Flüsse oder Berge, zu nennen. Insgesamt umfaßt der Symbolwert die religiösen oder spirituellen Werte, die Ausschnitten der Biosphäre zugeschrieben werden. Eine klare Bezeichnung der Symbolwerte als öffentliches oder privates Gut ist auf grundsätzlicher Ebene nicht möglich. Eine Entscheidung über die überwiegende Gutskomponente kann nur am Einzelfall festgemacht werden.

Unter den *indirekten Werten* sind die vielfältigen ökologischen Leistungen zu verstehen, die die Biosphäre für den Menschen erbringt (z. B. vielfältige Funktionen in biogeochemischen Kreisläufen, Flutkontrolle usw.; Abb. H 5.4-1). Die Aufrechterhaltung dieser spezifischen Leistungsfähigkeit von Ökosystemen ist in der Regel ein öffentlich zu sicherndes Gut, denn von den ökologischen Leistungen, die von den Menschen überwiegend nicht laufend und bewußt, sondern meist erst bei Verlust wahrgenommen werden, können keine potentiellen Nutzer ausgeschlossen werden. Folglich findet sich auch kein privater Anbieter, der sich für die Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionen einsetzt.

Der *Optionswert* biologischer Vielfalt ist in der Absicht auszumachen, sich die spätere Nutzung einer Ressource offenzuhalten. In diesem Sinn kann der Optionswert als eine Art Versicherungsprämie angesehen werden. Soweit er sich auf zukünftige Nutzungen bezieht, gehört er zu den nutzungsabhängigen Werten. In einer weiter gefaßten Definition kann sich der Optionswert insoweit auf alle Wertkategorien beziehen, als er auf die Möglichkeit einer künftigen Realisierung einer Wertkategorie hinweist. Bezieht sich der Optionswert auf einen nichtnutzungsabhängigen Wert wie den Existenzwert, so könnte der Optionswert auch in der Kategorie der nichtnutzungsabhängigen Werte eingeordnet werden (Tab. H 5.6-1). In der Abb. H 5.4-1 soll diese nicht eindeutig vorzunehmende Einteilung durch die gestrichelte Linie angedeutet werden.

Die nichtnutzungsabhängigen Werte sind – wie oben bereits allgemein erläutert – anderer Art, wie der Vergleich von Erlebnis- und Existenzwert zeigt. Im Unterschied zum Erlebniswert wird beim *Existenzwert* nicht in der Nutzung ein Wert gesehen. Vielmehr stiftet das Bewußtsein um die bloße Existenz von Naturgütern Befriedigung oder Wohlgefallen. So spenden z. B. viele Menschen für den Schutz tropischer Regenwälder oder die Erhaltung von Korallenriffen, obwohl sie niemals in den Genuß kommen werden, diese in irgendeiner Form zu nutzen, nicht einmal als Hort der Ästhetik oder der Rekreation. Eine Abgrenzung zum Symbolwert, der hier zu den nutzungsabhängigen Werten gezählt wird, ist nicht immer eindeutig und muß im Einzelfall entschieden werden. Vom Existenzwert ist der intrinsische Wert ganz klar zu unterscheiden. Der Existenzwert ist anthropozentrisch definiert und wird aus individuellen Nutzenüberlegungen abgeleitet, während der intrinsische Wert aus biozentrischer Sicht zu verstehen ist und eben nicht auf individuelle Präferenzen zurückgeführt werden kann. Da niemand von diesem Wert ausgeschlossen werden kann und auch keine Rivalitätsbeziehungen vorliegen, liegt hier der seltene Fall eines reinen öffentlichen Gutes vor.

Der Vermächtniswert wird abgeleitet aus dem Wunsch, Elemente der Biosphäre aufgrund des Symbol- und Identifikationswertes an nachkommende Generationen zu vererben. Es ergibt sich also – wie beim Existenzwert – in vielen Fällen eine enge Bindung zum nutzungsabhängigen Symbolwert. Der Vermächtniswert äußert sich beispielsweise darin, daß für Naturschutzgebiete freiwillig Beiträge aufgewendet werden. Dieses Beispiel verdeutlicht aber auch gleichzeitig, daß der Vermächtniswert nur schwer von anderen Wertkategorien abgegrenzt werden kann. So kann die Aufwendung freiwilliger Beiträge für Naturschutzgebiete ganz unterschiedliche Ursachen haben. Zum Beispiel können sich solche Beiträge auch auf den Erlebniswert, den Existenzwert, den Symbolwert oder – bei aufgeklärten Individuen – auch den Funktionswert beziehen. Diese Schwierigkeiten bei der Einordnung des Vermächtniswertes zeigt sich auch in der Literatur, wo er mal als intergenerationeller Optionswert und mal als Sonderform des Existenzwertes angesehen wird (Pommerehne, 1987). Deshalb ist der Vermächtniswert nur aus Gründen der Vollständigkeit in Abb. H 5.4-1 aufgeführt und wird im folgenden nicht explizit zu den vom Beirat in den Vordergrund gestellten Wertkategorien gezählt.

Es können noch weitere Wertkategorien aufgezählt werden (Informationswerte, Werte mit Hinblick auf ein wissenschaftliches Forschungsinteresse, soziale Anmutswerte, biophilische Werte usw.; Ott, 1999). Jedoch lassen sich die meisten von ihnen den aufgeführten Wertkategorien zuordnen.

H 5.4.2 Wahrnehmung biosphärischer Werte durch den Menschen

Aus Abb. H 5.4-1 und den Ausführungen über den Gutscharakter der Wertkategorien kann abgeleitet werden, daß es bei einer ökonomischen Bewertung große Unterschiede in der Erfaßbarkeit der Wertkategorien gibt. So werden die verschiedenen Leistungen der Biosphäre von den Individuen sehr unterschiedlich wahrgenommen.

Während direkte Werte unmittelbar für Konsum- oder Produktionszwecke zugänglich und daher bekannt sind, entziehen sich insbesondere die Funktionswerte (indirekte Werte) meist der menschlichen Wahrnehmungsfähigkeit. Das Bewußtsein für die Bedeutung dieser biosphärischen Leistungen tritt in der Regel erst dann auf, wenn die entsprechenden Leistungen z. B. als Folge anthropogener Eingriffe nicht mehr im gewohnten Umfang bereitgestellt werden.

Diese unterschiedliche Wahrnehmung biosphärischer Leistungen hat zwei wichtige Konsequenzen für eine ökonomische Bewertung:

1. Die Ergebnisse einer marktlichen Bewertung und der ökonomische Wert biosphärischer Leistungen unterscheiden sich in den meisten Fällen. Bei einer marktlichen Bewertung werden nur die auf dem Markt offenbarten Präferenzen berücksichtigt. Aufgrund des Kollektivgutcharakters fließen die Präferenzen für viele biosphärische Leistungen nicht in eine marktliche Bewertung ein. Dennoch besitzt die Biosphäre einen ökonomischen Wert, der sich beispielsweise dann darin zeigt, daß bei einer Beeinträchtigung biosphärischer Leistungen Schäden an der menschlichen Gesundheit und am menschlich geschaffenen Vermögensbestand auftreten, die einen hohen finanziellen Verlust hervorrufen können. Als bekannte Beispiele seien hier Hochwasserschäden oder der verminderte natürliche Lawinenschutz infolge menschlicher Eingriffe in ökologische Systeme angeführt. Aufgabe ökonomischer Bewertungen ist es also besonders, den Unterschied zwischen Marktbewertung und dem „wahren“ ökonomischen Wert aufzuzeigen.
2. Aus der begrenzten individuellen Wahrnehmung bzw. Marktbewertung biosphärischer Leistungen resultiert in vielen Fällen eine massive Unterbewertung der Bedeutung der Biosphäre für den Menschen. Soweit die Individuen ökosystemare Zusammenhänge nicht erkennen und biosphärischen Leistungen nicht den entsprechenden Wert zuweisen, werden Grenzen des engeren ökonomischen Abwägungskalküls deutlich. Solche Grenzen stellen allerdings nicht den ökonomischen Ansatz grundsätzlich in Frage. Sie machen jedoch deutlich, daß das Ergebnis einer ökonomischen Bewertung nicht allein das Kriterium für politische Entscheidungen sein kann und immer noch einer Interpretation im Rahmen demokratischer Entscheidungsprozesse bedarf.

H 5.4.3
Die Funktion des Konzepts des ökonomischen Gesamtwertes

Der Beirat versteht unter dem ökonomischen Gesamtwert in erster Linie ein heuristisches Instrument. Ziel der Konzeption des ökonomischen Gesamtwertes in diesem Sinn ist es nicht, einzig eine rechnerische Größe aus dem Bewertungsverfahren abzuleiten und diese anteilsmäßig auf Erlebnis-, Existenz-, Options-, Funktions-, Symbolwert usw. aufzuteilen. Diese Versuche müßten unbefriedigend bleiben, weil zu viele inhaltliche Überlappungen der Wertkategorien bestehen (Geisendorf et al., 1998). Zudem würde ein quantitativer Wert eine Exaktheit vortäuschen, wie sie das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes nicht hervorbringen kann. Aus diesem Grund sieht der Beirat den Zweck des Verfahrens zur Ermittlung eines ökonomischen Gesamtwertes nicht einseitig in einer Quantifizierung. Vielmehr wird dieses Verfahren als ein geordnetes Argumentationssystem aufgefaßt, in dem auch qualitative Elemente Berücksichtigung finden sollten und müssen (Kap. H 5.5). Zudem beinhaltet das Verfahren zur Ermittlung eines ökonomischen Gesamtwertes die Aufforderung zur Vollständigkeit bei der Berücksichtigung von Wertkategorien. In diesem Sinn impliziert der ökonomische Gesamtwert zugleich eine Naturvermögensaufstellung, was den heuristischen Charakter des Ansatzes nochmals unterstreicht.

In diesem Zusammenhang kann auf die viel beachtete, aber auch kritisierte Studie von Costanza et al. verwiesen werden (Costanza et al., 1997). Hier wurde der Versuch unternommen, global relevante ökosystemare Leistungen zu bewerten. Als Ergebnis dieser Studie wurde eine Schätzung von 33.000 Mrd. US-$ Jahr^{-1} ermittelt, d. h. global relevante ökologische Funktionen wie die Regulierung des Kohlenstoffkreislaufs, des Wasserkreislaufs oder die Nahrungsmittelproduktion besitzen einen Gesamtwert, der das 1,8-fache des Wertes aller weltweit produzierten Güter und Dienstleistungen – also das globale Bruttosozialprodukt – übersteigt (Costanza et al., 1997). Auch wenn die verschiedenen Methoden zur Ermittlung der monetären Werte der ökologischen Leistungen kritisiert werden können, zwang die Studie die Autoren dazu, möglichst alle ökologischen Leistungen aufzuführen. Zudem zeigt die sich an die Veröffentlichung der Studie anschließende Diskussion, daß – ungeachtet der Exaktheit der ermittelten Ergebnisse – die Relevanz der ökologischen Leistungen verstärkt Beachtung findet. Auch dies ist ein Beispiel für die bereits erwähnte Demonstrationsfunktion ökonomischer Bewertungen.

Vorteilhaft am Konzept des ökonomischen Gesamtwertes ist zudem die gedankliche Anwendbarkeit auf Regionen. Es können für bestimmte Flächen in intuitiver oder überschlägiger Weise ökonomische Werte ermittelt und daraus Landschaftsnutzungstypen abgeleitet werden (Kap. E 3.3.1).

H 5.5 Grenzen der Anwendbarkeit des ökonomischen Kalküls auf die Bewertung biosphärischer Leistungen

H 5.5.1 Das Substitutionsparadigma und die Essentialität biosphärischer Leistungen

Charakteristisch für die ökonomische Methode ist die Annahme der Substituierbarkeit von Gütern und Produktionsfaktoren. Diesem Substitutionsparadigma wird im Rahmen der neoklassischen Umweltökonomie, die die Grundlage für den ökonomischen Bewertungsansatz bildet, auch die Umwelt unterworfen. Es wird davon ausgegangen, daß Leistungen der Biosphäre gegeneinander substituierbar sind. Die Betrachtung der Substitutionsmöglichkeiten von Arten zeigt hingegen deutlich, daß eine vollständige Substitution einer Art nicht möglich ist, denn jede Art nimmt ganz spezifische Aufgaben im ökologischen Systemzusammenhang wahr, so daß man von Substituierbarkeit eigentlich nur bei genetisch identischen Arten sprechen kann, wobei es sich dann logischerweise nicht mehr um zwei verschiedene Arten, sondern um eine identische Art handelt (ausführlich zu den substitutiven und komplementären Beziehungen von Arten Fromm, 1999). Es stellt sich bei der Anwendbarkeit des ökonomischen Kalküls also die Frage, ob es sich bei der zu bewertenden biosphärischen Leistung um eine essentielle Leistung handelt, d. h. daß auf bestimmte biosphärische Leistungen nicht verzichtet werden kann (Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnung, 1995; Fromm, 1997). In der Literatur wird für den Sachverhalt essentieller Naturfunktionen auch der Ausdruck „kritisches Naturvermögen" (critical natural capital) verwendet (Geisendorf et al., 1998).

Für die Anwendbarkeit ökonomischer Bewertungen bedeuten diese Überlegungen, daß festgestellt werden muß, welche biosphärischen Leistungen in einem strengen Sinn unverzichtbar sind. Diese Aufgabe kann nicht durch den Rückgriff auf die Präferenzen der Bürger geleistet werden, weil diese in der Regel nicht den nötigen Wissensstand zur Identifizierung und hinreichenden Wertzuschreibung haben. Von daher ist eine externe, jenseits der individuellen Präferenzen stehende Bewertungsinstanz erforderlich (Farnworth et al., 1981), die gegebenenfalls auch die individuellen Präferenzen meritorisch korrigieren soll (Common und Perrings, 1992). In diesem Zusammenhang wird auch von der sog. „Ökologischen Lücke" ökonomischer Bewertungen von Ökosystemen gesprochen (Pearce, 1976).

Es ist also bei der Bewertung vieler biosphärischer Leistungen eine gewisse Skepsis festzustellen, ob Individuen die Fähigkeit haben, ökologische Systeme zu beurteilen und entsprechend zu bewerten. Der Beirat erkennt die Bedeutung des Expertenwissens bei der Bewertung biosphärischer Leistungen an. Viele Bewertungsfragen können ohne Rückgriff auf Expertenwissen nicht gelöst werden. Dies gilt insbesondere für die Bewertung ökosystemarer Leistungen der Biosphäre, die außerhalb der unmittelbaren Wahrnehmung stehen und somit keine individuellen Zahlungsbereitschaften schaffen können. Geprüft werden muß jedoch, durch welches Verfahren die Expertenmeinung Eingang in die politische Willensbildung findet. Es sollten keine kleinen Expertengruppen Entscheidungen treffen, die spürbare wirtschaftliche Konsequenzen für die Mehrheit der Bevölkerung haben können, ohne daß es eine demokratische Kontrolle über diesen Prozeß gibt (vgl. hierzu auch die verschiedenen Verfahren zur Erfassung und Begründung von Normen zum Biosphärenschutz im WBGU-Sondergutachten 1999; WBGU, 1999b; außerdem Kap. H 6).

Im Idealfall sollte sichergestellt sein, daß Individuen zumindest in ihrer Mehrheit zu der gleichen Beurteilung kommen würden wie die Experten, sofern sie vollständig über die Konsequenzen informiert sind. Meritorische Eingriffe dieser Art sollten daher immer kritisch geprüft werden. Beim notwendigen Rückgriff auf Expertenwissen handelt es sich allerdings nicht um einen grundlegenden Einwand gegen ökonomische Bewertungen, sondern vielmehr um ein Informationsproblem, das im Rahmen gesellschaftlicher Willensbildungsprozesse gelöst werden sollte (Kap. H 6).

H 5.5.2 Das Problem des Auftretens von Irreversibilitäten

Neben der Nichtsubstituierbarkeit bzw. der Essentialität biosphärischer Leistungen nimmt das Problem der Irreversibilität von Beeinträchtigungen der Biosphäre eine hervorgehobene Stellung bei der Diskussion der Probleme ökonomischer Bewertungen ein. In Verknüpfung von ökonomischen und ökologischen Kriterien für Irreversibilität können Schäden der Biosphäre als irreversibel bezeichnet werden, die in für den Menschen relevanten Planungszeiträumen

– durch natürliche Regenerationsmechanismen nicht ausgeglichen werden können und
– durch anthropogen-technischen Ressourceneinsatz nicht rückgängig gemacht oder substituiert werden können (WBGU, 1994; Fromm, 1997).

Das Kernproblem irreversibler Umweltschäden ist in der Kombination von Unwiederbringlichkeit des Nutzens, der bei einer „guten" Umweltqualität realisiert werden und der durch Umweltschäden verloren gehen kann, und der Ungewißheit über die Höhe dieses Nutzenverlusts zu sehen. Eine gegenwärtig nicht vermiedene Irreversibilität führt – bei positivem zukünftigen Nutzen – zu unausweichlichen Wohlfahrtseinbußen zukünftiger Generationen, die sich in erhöhten Schäden und in der Eliminierung von Handlungsoptionen äußern (Fisher und Krutilla, 1974). Von daher ist in der Literatur überwiegend

unbestritten, daß das konventionelle Kosten-Nutzen-Kalkül zur Bewertung von Irreversibilitäten ungeeignet ist (Fromm, 1997).

In Anbetracht von Irreversibilitäten ist als alternative Entscheidungsregel bei der Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen der „Safe Minimum Standard" vorgeschlagen worden (Ciriacy-Wantrup, 1968, Bishop, 1978). Der Grundgedanke besteht in der Überlegung, daß auf der einen Seite zukünftigen Generationen keine unzumutbaren Kosten in Form von irreversiblen Schäden auferlegt werden sollen. Zugleich soll aber vermieden werden, daß die gegenwärtige Generation hohe Opportunitätskosten zu ertragen hat, die aus der Vermeidung von irreversiblen Belastungen der Biosphäre resultieren. In diesem Sinn wären dann Irreversibilitäten zu vermeiden, solange die Opportunitätskosten der gegenwärtigen Generation nicht inakzeptabel hoch ausfallen. Folglich wird mit Blick auf „Safe Minimum Standards" gefordert, daß verbindliche Leitplanken für die Anwendung des ökonomischen Kosten-Nutzen-Kalküls festgelegt werden. Auf diese Weise wird ein Mindestschutz gewährleistet, sofern die sozialen Kosten des Schutzes der Biosphäre nicht inakzeptabel hoch werden (WBGU, 1993).

Am Beispiel des Artenschutzes würde dies bedeuten: Es wird im Rahmen von „Safe Minimum Standards" gefragt, wieviel an potentieller Nutzenstiftung den Menschen verlorengeht, wenn ein sicherer Mindestschutz der Arten gewährleistet wird. Wird davon ausgegangen, daß jede Art einen positiven Wert hat, werden durch die Konzentration auf die Opportunitätskosten die Probleme einer systematischen Erfassung der Nutzen vermieden. Zugleich wird die Beweislast denjenigen angelastet, die die natürliche Ressource ausbeuten wollen bzw. die artenvernichtende Nutzungsalternative präferieren (WBGU, 1993).

H 5.5.3
Folgerungen zur Anwendbarkeit des ökonomischen Bewertungsansatzes

Sowohl das Problem der Nichtsubstituierbarkeit als auch die Gefahr des Auftretens von Irreversibilitäten – verbunden mit der Ungewißheit über zukünftige Nutzenstiftungen – zeigen die Grenzen des ökonomischen Abwägungskalküls auf, das auf individuellen Präferenzen basiert. Folglich muß eine vollständige Ermittlung des Wertes biosphärischer Leistungen mittels individueller Bewertungen skeptisch beurteilt werden. Als Fazit können zwei Folgerungen festgehalten werden:

1. Eine auf individuellen Präferenzen basierende Wertermittlung aller biosphärischen Leistungen ist nahezu unmöglich. Die einzige Möglichkeit, dennoch einen monetären Wert auszuweisen, besteht darin, den ökonomischen Wert, der anhand individueller Bewertungen – direkt über Befragungen oder indirekt über Marktbewertungen – ermittelt worden ist, mit einem „angemessenen" Aufschlag zu versehen. Für die Bemessung eines solchen „angemessenen" Aufschlags fehlen zwar ganz überwiegend geeignete wissenschaftliche Kriterien, so daß dieser Aufschlag nur qualitativ aus Expertenwissen abgeleitet werden kann. Als positives Element dieses Ansatzes kann jedoch festgehalten werden, daß die erwähnte und wichtige Demonstrationsfunktion ökonomischer Bewertungen erhalten bleibt. Die exakte Höhe des ermittelten ökonomischen Wertes spielt dann nicht die entscheidende Rolle. Vielmehr wird eine ungefähre Vorstellung über die Problemhöhe geschaffen, ohne daß der ermittelte Wert als solcher zu genau genommen werden soll.
2. Die Ungenauigkeiten, die bei einer ökonomischen Wertermittlung biosphärischer Leistungen aufgrund des Kollektivgutcharakters und des mangelnden Wissens über ökosystemare Zusammenhänge unvermeidlich sind, verdeutlichen, daß ökonomische Bewertungen nicht die alleinige Grundlage für politische Entscheidungen sein können. Ökonomische Bewertungsverfahren sind somit nur eine von vielen Hilfsgrößen, die zur Entscheidungsfindung herangezogen werden können. Hier sind insbesondere ökologische und soziale Kriterien anzuführen, soweit sie nicht in einer ökonomischen Bewertung berücksichtigt werden können. Die Ergebnisse von Bewertungsstudien bedürfen daher einer weiteren Interpretation im Rahmen des demokratischen Willensbildungsprozesses, und zwar losgelöst von einer Monetarisierung, so wie es in diesem Abschnitt durch die Diskussion der Grenzen der Anwendbarkeit des ökonomischen Kalküls angedeutet wurde. Zudem wird offensichtlich, daß es sich bei den Bewertungsfragen immer um ein ökonomisch-ethisches Problem handelt (Hampicke, 1991), denn die teilweise Lösung von dem Gedanken einer individuellen Bewertung erfordert ebenso eine ethische Rechtfertigung wie die ökonomische Herangehensweise selbst. Die Gegenüberstellung von Ökonomie und Ethik in Form eines Konflikts führt jedenfalls nicht weiter. Vielmehr ist die Ökonomie als eine Ausprägung einer bestimmten Bewertungsethik zu verstehen.

H 5.6
Versuch einer Reihung der Wertkategorien aus globaler Perspektive

Die Vielzahl an Wertdimensionen verdeutlicht, daß Abwägungsentscheidungen erforderlich sind. Dieses Abwägungserfordernis läßt sich veranschaulichen, wenn Wertkategorien auf die drei Landschaftsnutzungstypen (Kap. E 3.3.1) abgebildet werden. Während beim Landschaftsnutzungstyp „W" (Schutz trotz Nutzung) der wirtschaftliche Nutzwert dominiert, sind beim Landschaftsnutzungstyp „N" (Schutz vor Nutzung) meist der Symbolwert, der Optionswert und der Existenzwert sehr hoch. Dem Funktionswert kommt generell eine besondere Bedeutung zu,

weil er für die Aufrechterhaltung des bei den Landschaftsnutzungstypen jeweils dominierenden Ziels die entscheidende Rolle spielt, sei es, daß er die ökologischen Grundlagen für die Aufrechterhaltung des wirtschaftlichen Nutzwertes schafft (Typ „W“), oder sei es, daß der Funktionswert das Schutzerfordernis einer Landschaft determiniert (Typ „N“). Es stellt sich bei den Landschaftsnutzungstypen also die Frage, welche Werte in welchem Umfang in die Nutzungsentscheidung einfließen, denn es können nicht alle Werte gleichzeitig maximiert werden.

Je mehr Wertdimensionen allerdings für eine Abwägung zu berücksichtigen sind, desto komplexer werden Entscheidungen und desto eher kommt es auch zu Gewichtungsverzerrungen, weil die meisten Menschen dazu neigen, bestimmte Wertkategorien bewußter wahrzunehmen und ihren Wert subjektiv höher einschätzen, als er objektiv eigentlich ist. Zudem fällt das jeweilige Einzelgewicht der „eigentlich“ besonders relevanten Bewertungsfaktoren marginaler aus, wenn mehr Dimensionen einbezogen werden. Aus diesem Grund ist es ratsam, sich auf die wesentlichen Wertdimensionen zu beschränken. Die oben geführte Diskussion über die Grenzen der Anwendbarkeit des ökonomischen Kalküls auf die Bewertung der Biosphäre liefert zwei wichtige Kriterien, nach denen eine Reihung der Wertkategorien – auch aus ökonomischer Sicht begründet – vorgenommen werden kann. Dies sind das Kriterium der Nichtsubstituierbarkeit (Essentialität) und der Irreversibilität.

Des weiteren ist nun zwischen einer Gewichtung der Wertkategorien aus globaler und regionaler Perspektive zu unterscheiden. Auf der regionalen Ebene können bei der Vielfalt der verschiedenen in der Realität vorzufindenden Landschaften nahezu keine allgemeingültigen Aussagen über eine Rangfolge der Wertdimensionen getroffen werden. Die Festlegung einer Reihenfolge kann nur am Einzelfall festgemacht werden. Hierzu sind die eben angeführten Kriterien heranzuziehen. Eine Regel zur Bestimmung einer Reihenfolge könnte z. B. wie folgt lauten: Je größer die Ungewißheit der Schäden, je höher die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Irreversibilitäten und je größer die vermutliche monetäre Unterbewertung ausfällt, desto höheres Gewicht sollte die betreffende Wertkategorie bei der Beurteilung von Handlungsoptionen haben.

Tabelle H 5.6-1
Das Reihungsschema des Beirats.
Quelle: WBGU

Realwert	Entsprechender Optionswert	Ethisches Prinzip
Funktionswert F	$F * p_F$	Kategorisches Prinzip
Nutzwert N	$N * p_N$	Kompensatorisches Prinzip
Symbolwert S	$S * p_S$	Kompensatorisches Prinzip
Existenzwert E	$E * p_E$	Kompensatorisches Prinzip

Aufgabe des Beirats ist es, den globalen Wandel zu beschreiben und zu analysieren sowie aus der Analyse Handlungsempfehlungen für die globale Umweltpolitik abzuleiten. Von daher sieht der Beirat es als wichtig an, sich von der relativierenden Aussage, daß letztlich der konkrete Anwendungsfall allein über die Gewichtung der Wertkategorien zu entscheiden hat, zu lösen und sich auf eine gewisse Reihung der verschiedenen Wertkategorien aus Sicht eines globalen Umweltbeirats festzulegen. Für die Beurteilung von Handlungsoptionen, die Auswirkungen auf die Biosphäre haben, schlägt der Beirat die folgende Reihenfolge der Wertdimensionen vor, die in Abb. H 5.4-1 an verschiedenen Stellen wiedergegeben sind:

- F *unktionswert:* Damit ist der Einfluß der jeweiligen Handlung auf die Funktionsfähigkeit des betreffenden Ökosystems gemeint. Wie bereits oben ausgeführt, haben Funktionswerte auf globaler Ebene, wo sie den Einfluß auf globale ökosystemare Kreisläufe bezeichnen, kategorischen Charakter. Dort sind sie nicht kompensationsfähig und entsprechen damit dem Kriterium der Essentialität, auf regionaler Ebene sind sie zwar prinzipiell kompensationsfähig, aber nur dann, wenn schwerwiegende Gründe für einen solchen Eingriff sprechen. Die Verletzungen des Funktionswertes sind am stärksten zu gewichten, weil ohne den Funktionserhalt auch alle anderen Wertdimensionen negativ berührt sind, der Funktionserhalt selbst aber noch über diese Werte hinausgeht. Die überragende Bedeutung des Funktionswertes der Biosphäre wird deutlich, wenn man sich die Funktionen, die die Biosphäre – meist abseits der menschlichen Wahrnehmung – bereitstellt, vor Augen führt. Ein einfaches Gedankenexperiment mag veranschaulichen, daß der genannte TEV der ökologischen Leistungen der Biosphäre gegen unendlich geht (Daily, 1997b). Man stelle sich vor, man wolle einen vergnügten Tag auf dem Mond verbringen und müßte sich überlegen, welcher Aufwand erforderlich wäre, um auf dem Erdtrabanten die Lebensbedingungen herzustellen, die dem Menschen auf der Erde ein angenehmes Leben ermöglichen. Selbst wenn man davon ausginge, daß es die entsprechende Technologie zur Herstellung eines menschengerechten Klimas und Atmosphäre gäbe, ist unmittelbar einsichtig, welcher enorme finanzielle Aufwand mit der Schaffung einer künstlichen, menschengerechten Umwelt auf dem Mond einhergehen würde. Würde man versuchen, mit der irdischen Flora und Fauna den Mond für den Menschen bewohnbar zu machen, würden sich bisher ungelöste Wissens- und Umsetzungsprobleme (Beispielsweise: Welche Organismen braucht man und in welcher Zahl?) ergeben. Dieses Gedankenexperiment zeigt zudem, daß die empirische Ermittlung eines solchen gesamthaften ökonomischen Wertes der biosphärischen Leistungen kaum erkenntnisfördernd wäre, weil dieser aufgrund der überragenden Bedeutung für das Leben des Menschen auf diesem Planeten gegen unendlich geht.

Im Vordergrund einer ökonomischen Bewertung der Biosphäre steht demnach eine marginale Bewertung, d. h. es wird gefragt, welcher Nutzen dem Menschen verloren geht, wenn die biosphärischen Leistungen ein wenig – formaler ausgedrückt: wenn der Leistungsumfang um eine Einheit reduziert wird – durch menschliche Aktivität beeinträchtigt werden (Costanza et al., 1997; Fromm, 1999).

- *Nutzwert:* Dem Nutzwert kann zwar nicht wie dem Funktionswert ein kategorischer Charakter zugesprochen werden, vielmehr wird der Nutzwert als kompensationsfähig betrachtet. Dies bedeutet, daß der Nutzwert zur Realisierung anderer Werte eingeschränkt werden darf, wenn der Nutzen die Kosten einer solchen Handlungsalternative übersteigt. Aus globaler Sicht – beispielsweise mit Blick auf die Sicherstellung einer ausreichenden Versorgung der Weltbevölkerung mit Nahrungsmitteln – kann der Nutzwert im Vergleich mit den nachfolgenden Werten am höchsten gewichtet werden.
- *Symbolwert:* Damit ist eine ästhetische, religiöse oder anderweitig kulturell geprägte Zuordnung von Sinngehalten an natürliche Phänomene (oder auch künstliche Produkte) gemeint. Der Symbolwert kann bei der Reihung tendenziell hinter dem Nutzwert eingeordnet werden. Für die Erhaltung von Landschaften oder Arten mit hohem Symbolwert existieren teilweise beträchtliche Zahlungsbereitschaften. Zudem werden Verringerungen des Symbolwertes von Menschen als Verlust der Voraussetzungen für ein gutes Lebens wahrgenommen. Dennoch gewichtet der Beirat den Nutzwert der Biosphäre – insbesondere mit Blick auf die Förderung nachhaltiger Entwicklungsprozesse und der Sicherung der Welternährung – etwas höher als den Symbolwert.
- *Existenzwert:* Der Existenzwert ist wie der Symbol- oder Nutzwert eintauschbar gegen andere Werte; er beansprucht also keine kategorische Geltung.

Neben diesen 4 „realen“ Wertkategorien betont der Beirat gesondert die Bedeutung des *Optionswertes.* Damit ist die Möglichkeit einer künftigen Realisierung eines Wertes gemeint. Über den Wahrscheinlichkeitsbegriff ist der Optionswert mit allen anderen Wertdimensionen verknüpft. Somit ist der Optionswert mit den anderen Wertkategorien nicht unmittelbar zu vergleichen, sondern steht jeweils daneben und ist mit dem jeweils anderen Wert (Realwert) über die Wahrscheinlichkeit für dessen Eintreten verknüpft (Tab. H 5.6-1). Mit der expliziten Betonung der Bedeutung des Optionswertes möchte der Beirat der Tendenz entgegenwirken, daß diese Wertdimension bei der Auswahl von Handlungsoptionen nicht angemessen berücksichtigt wird.

Diese Gliederung in eine Hierarchie von Wertdimensionen soll lediglich als eine erste Entscheidungshilfe bei der Bewertung von möglichen Handlungsoptionen oder bei der Aufstellung verbindlicher Handlungsnormen dienen. Die meisten Abweichungen von dieser Hierarchie sind dort zu erwarten, wo die Unsicherheit über die mögliche Nutzenstiftung biosphärischer Leistungen sehr hoch ist. Beispielsweise steht vielfach einem sicheren Nutzwert (etwa Holzverkäufe aus Kahlschlag) ein höchst unsicherer Optionswert in wesentlich größerer Tragweite (etwa Vernichtung eines möglichen natürlichen Krebsbekämpfungsmittel) oder einer marginalen Verletzung eines ansonsten kategorischen Funktionswertes (Beeinflussung des Weltklimas) entgegen. In solchen Fällen läßt sich der Hierarchie der Wertdimensionen keine eindeutige Entscheidungsregel entnehmen. Dies ist auch nicht die im Vordergrund stehende Intention. Zum einen greifen bei einer Beurteilung von Handlungsoptionen auf regionaler Ebene z. B. die erwähnten Kriterien der Nichtsubstituierbarkeit und der Irreversibilität, zum anderen ist das Ziel dieser Reihung insbesondere auch darin zu sehen, daß auf die generelle Bedeutung der verschiedenen Wertkategorien aufmerksam gemacht wird, ohne daß mit dieser Reihung der Anspruch einhergeht, diese Rangfolge müßte sich bei jeder zu bewertenden Handlungsoption einstellen. Bei schwierigen Abwägungsprozessen sind dann zusätzlich prozedurale Kriterien heranzuziehen, auf die weiter unten eingegangen wird (Kap. 6).

H 5.7
Fazit zur ökonomischen Bewertung

Grundlage einer (ökonomischen) Bewertung sollten zunächst immer die individuellen Präferenzen sein. Auch eine Studie im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA) kommt zu dem Ergebnis, daß „in bezug auf die Erhaltung und Entwicklung der Biodiversität die Wertschätzungen und Intentionen der letzteren [der Gesellschaftsmitglieder] die Richtschnur für zu ergreifende Maßnahmen darstellen, soweit sie nicht aus übergeordneten moralischen Gründen der Korrektur bedürfen.“ (Geisendorf et al., 1998). Ausgangspunkt ist also die auf individuellen Präferenzen basierende Bewertung der Biosphäre. Strategien zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biosphäre sollten daher an den individuellen Bewertern ansetzen und ihre Wertschätzung der Biosphäre stärken. Nur wenn solche Strategien nicht ausreichen, ist eine Bewertung von außen, die nicht auf individuelle Präferenzen abstellt, zusätzlich in den Bewertungsprozeß zu integrieren. Insgesamt wird die Bedeutung ökonomischer Bewertungen als sehr hoch angesehen. Zudem wird durch den heuristischen Charakter des Konzepts des ökonomischen Gesamtwertes deutlich, daß bei jeglicher Betrachtung der Biosphäre die gesamte Bandbreite der unterschiedlichen Ansprüche – und damit der Werte – berücksichtigt werden muß, ungeachtet der methodischen Schwierigkeiten, die bei einer exakten monetären Bewertung entstehen. Die Bedeutung ökonomischer Ansätze zeigt sich auch in der Biodiversitätskonvention, wo an vielen Stellen auf den Bedarf und das Erfordernis hingewiesen wird, Werte präziser zu erfassen und zu quantifizieren.

Die Ethik der Verhandlungsführung

H 6

Die Erläuterungen zu den ökonomischen Werten und ihrer Anwendung auf die Biosphäre haben gezeigt, daß sehr oft eine begründbare, eindeutige Bewertung von Handlungsoptionen nicht möglich ist. Wie also ist in diesen Fällen vorzugehen? Nach welchen Kriterien kann man dann eine Abwägung vornehmen? Konflikte bei Abwägungen lassen sich in der Regel (von dominanten, subdominanten oder Fällen mit absolut gleichen Wertverletzungen auf jeder Dimension einmal abgesehen) nicht durch ethische Überlegungen allein lösen. Die Ethik würde sich überfordern, wenn sie verspräche, konkrete Handlungsnormen oder Gewichtungen der relevanten Bewertungsdimensionen allein aus ethischen Wissensbeständen für alle verbindlich abzuleiten. In den Abwägungsprozeß selbst gehen stets subjektive Bewertungen ein, die zwar ethisch begründet werden können, die aber keine universelle Geltungskraft gegenüber Dritten beanspruchen oder eine eindeutige Prioritätensetzung für alle erzwingen.

Wie geht man mit konkurrierenden ethischen Bewertungen um? In diesem Dilemma hat sich die Ethik auf *prozedurale Kriterien* konzentriert (Ott, 1996). Diese Kriterien sollen sicherstellen, daß Personen, die eine Abwägung zwischen den verschiedenen Wertdimensionen treffen müssen, dies in fairer und kompetenter Weise tun (Renn und Webler, 1998). Fair bedeutet dabei, daß jeder, der an der Abwägung teilnimmt, eine gleiche Chance erhält, seine Argumente und Begründungen vorzustellen und andere zu kritisieren; kompetent bedeutet, daß der Prozeß der Prüfung von Argumenten nach logischen und nachvollziehbaren Kriterien erfolgt. Die Ethik bietet Prüfverfahren für Abwägungsprozesse an, die es den Bewertern ermöglichen, nach rational-logischen Gesetzmäßigkeiten getreu der von ihnen anerkannten primären Prinzipien Handlungsoptionen zu beurteilen und Prioritäten festzulegen. Eine solche konsistente Bewertungsstrategie kann sowohl von einem einzelnen Bewerter selbst oder in Verhandlungen mit unterschiedlichen Bewertergruppen umgesetzt werden. Weil die Erhaltung der Biosphäre weitgehend einen Gegenstand politischer Verhandlungen darstellt und solche Abwägungen meist in Absprache mit vielen Akteuren erfolgt, soll im folgenden nur auf diesen Aspekt eingegangen werden.

In welcher Weise können ethische Überlegungen Hilfestellung für eine rationale und faire Verhandlungsführung leisten? Wie lassen sich allgemeine Verbindlichkeiten trotz Pluralität von Moralsystemen und Präferenzen und trotz der Unüberwindbarkeit der Probleme bei der Letztbegründung festlegen? Im folgenden sind einige wichtige Gestaltungsnormen für die Verhandlungsführung aufgeführt (Renn und Webler, 1998):

1. Es ist sicherzustellen, daß alle an den Verhandlungen beteiligten Personen den aktuellen Wissensstand über die möglichen Folgen unterschiedlicher Handlungsoptionen (Handlungsoptionen schließen auch allgemeinverbindliche Handlungsbegrenzungen im Sinn von Normen und Vereinbarungen ein) kennen bzw. mobilisieren können. Dabei ist in Analogie zur Klassifikation der Risiken (WBGU, 1999a) darauf zu achten, daß Folgewirkungen in ihrem Ausmaß, der Wahrscheinlichkeit ihres Eintreffens und in der Spanne der verbleibenden Unsicherheiten dargestellt werden. Nur auf der Basis eines soliden und ehrlichen Überblicks über die zu erwartenden Handlungsfolgen kann eine ethisch begründbare Abwägung erfolgen.
2. Es ist sinnvoll, sich in Verhandlungen zunächst einmal pragmatisch auf die wesentlichen primären Prinzipien festzulegen. Diese Prinzipien sind in der Regel bereits in den allgemein anerkannten Menschenrechten niedergelegt. Die amerikanischen Bioethiker Beauchamp und Childress (1994) haben dazu einige Leitprinzipen aufgestellt, die sich ihrer Meinung nach als primäre Prinzipien in Diskursen bewährt haben. Diese Prinzipien sind wiederum im Sinn einer Hierarchie zu verstehen (zitiert nach Revermann, 1998):
   - Prinzip der *Nichtschädigung* (keine Schädigung von Leib, Leben und Eigentum),
   - Prinzip der *Autonomie* (Berücksichtigung der Selbstbestimmung der Menschen),
   - Prinzip des *Wohltuns* (Vermeidung oder Behebung von Schäden oder die Verbesserung einer als nicht akzeptabel angesehenen Situation),
   - Prinzip der *Gerechtigkeit* (zumindest formale Gleichheit bei der Zuordnung von Rechten und Pflichten bei gleichgelagerten Fällen).

   Langatmige Diskussionen über anthropozentrische oder biozentrische Perspektiven sind dagegen meist kontraproduktiv, weil die Implikationen beider Standpunkte weniger weit auseinander liegen, als die grundsätzlichen Positionen es nahelegen. Auch bei der weiteren Erläuterung von primären Prinzipien sollte man eher weich formulieren und dafür bei den konkreten Handlungsnormen auf möglichst konkrete Ausdifferenzierung und Präzisierung achten.

3. Bei der Einbindung von sekundären Prinzipien und Normen ist dagegen eine ausführliche Debatte notwendig. Vor allem gilt es, die Bandbreite *normativer Aussagen* festzulegen. Damit ist eine Einengung auf die *Normen und Prinzipien* gemeint, die für das anstehende Problem relevant sind. Verschiedene Verfahren, wie die im WBGU-Sondergutachten vorgestellte Wertbaum-Analyse sind dazu prinzipiell geeignet (WBGU, 1999b; Renn, 1997). Auf der einen Seite ist es erforderlich, nur die Kriterien zuzulassen, die in einem inneren Zusammenhang mit der Thematik liegen, andererseits erfordert es das Gebot der Fairneß, alle Werte und Normen, die von den jeweiligen Parteien vorgetragen werden, so weit wie möglich zu berücksichtigen.
4. Um in der praktischen Durchführung von Verhandlungen normative Kriterien und Prinzipien zu diskutieren, ist es notwendig, die Teilnehmer auf bestimmte Regeln für Begründungsformen hinzuweisen. Gefordert ist die Einhaltung von formalen Kriterien wie Kohärenz (Widerspruchsfreiheit) und Konsistenz (logische Folgerichtigkeit). Daneben gelten inhaltliche Kriterien wie das der Reziprozität („Was Du nicht willst, daß man Dir tu', das füg' auch keinem anderen zu") oder das der Subsumtion eines zu prüfenden Kriteriums unter einem anderen, bereits als gültig anerkannten Oberkriterium. In der gesellschaftlichen Wirklichkeit kommt dazu noch die Kompatibilität mit den gesetzlichen Bestimmungen oder auch internationalen Vereinbarungen, die im Idealfall die vorangegangenen, auf Konsens oder Mehrheitsbeschluß fußenden Vereinbarungen der Gemeinschaft über kollektiv bindende Werte und Ziele widerspiegeln.
5. Im Verlauf der Verhandlungen treten unterschiedliche Konflikte auf, die auch unterschiedliche Formen der Bearbeitung erforderlich machen. Die wesentlichen Konflikte ergeben sich auf der *kognitiven Ebene* (Was ist richtig?), der *Interessenebene* (Was nützt mir?), der *Wertebene* (Was ist für ein gutes Leben notwendig?) und der *normativen Ebene* (Was kann ich allen Beteiligten zumuten?).
6. Um Konflikte auf diesen unterschiedlichen Ebenen aufzulösen, sind übergeordnete Kriterien notwendig, auf die man sich in Verhandlungen einigen muß (ähnliche Argumentation in Dryzek, 1990). Bei kognitiven Konflikten können dies methodologische Regeln der Beweisführung sein oder bei Wertkonflikten empirische Maßstäbe eines geglückten Lebens. Besondere Probleme ergeben sich bei den normativen Konflikten, da hier die Frage nach der Begründung, wie oben ausführlich dargelegt, im Sinn intersubjektiver Verbindlichkeit kaum einzulösen ist. Es lassen sich stets unterschiedliche Beurteilungskriterien als begründbar oder nicht begründbar einstufen. Die meisten Ethiker gehen heute davon aus, daß unterschiedliche Typen und Schulen ethischer Begründung von Prinzipien und Normen parallel Gültigkeit beanspruchen können, es also den beteiligten Gruppen überlassen bleibt, welche Art ethisch legitimer Rechtfertigung sie benutzen wollen (Ropohl, 1991; Renn, 1997). Die Grenzen partikularer Begründungen ergeben sich allerdings dort, wo von allen akzeptierte primäre Prinzipien verletzt werden (etwa die Menschenrechte). Ansonsten sind Normen dann als legitim einzustufen, wenn sie im Rahmen ethischer Beweisführung stringent begründet werden können und nicht im Widerspruch zu universellen Normen, die für alle als verbindlich angesehen werden, stehen. Dabei können und werden Konflikte entstehen, z. B. daß legitime Normableitungen aus der Perspektive der Gruppe A im Widerspruch stehen zu den ebenfalls legitimen Ableitungen der Gruppe B (Shrader-Frechette, 1988). Um dennoch zu einer gemeinsamen Auswahl an Normen zu kommen, ist entweder ein Portfolio von noch begründbaren parallel einzusetzenden Normen zu erstellen, oder aber es müssen Kompensationslösungen geschaffen werden, bei denen eine Partei die andere dafür entschädigt, daß sie ihre legitimen Handlungsoptionen zugunsten einer gemeinsamen Option aufgibt.
7. Bei der Wahl von möglichen Handlungsoptionen oder auch Normen können die Optionen von vornherein ausgeschlossen werden, die kategorische Prinzipien verletzen, indem sie etwa die systematische Funktionsfähigkeit der Biosphäre für menschliche Nutzungsmöglichkeiten der Zukunft gefährden (Leitplanken) überschreiten. Gleichzeitig müssen alle subdominanten Optionen ausgeschlossen werden. Häufig sind subdominante Lösungen deshalb so attraktiv, weil sie schnelle monetäre Gewinne für eine Partei versprechen, die aber im Lauf der Zeit zu anhaltenden Verlusten oder globalen Risiken führen (Beck, 1996). In diesem Fall ist an eine Zwischenfinanzierung oder eine Kompensation durch Dritte zu denken.
8. Es macht Sinn, bei der relativen Gewichtung der verschiedenen Bewertungsdimensionen die Hierarchisierung von Werten in der Form vorzunehmen, wie sie oben beschrieben wurde. Dabei sollte deutlich werden, daß symbolische Wertungen für das subjektive Wohlbefinden und die Ausgestaltung eines „guten" Lebens ebenso große normative Berechtigung haben wie materielle Nutzwerte; gleichzeitig ist aber die Sicherstellung ökonomischer Grundfunktionen häufig Voraussetzung für das Wirksamwerden symbolischer Zuordnungen. Bei der Bewertung von Optionswerten ist zunächst zu klären, ob Informationen über Wahrscheinlichkeiten und Nutzenpotentiale vorliegen. Wenn ja, ist die Höhe der Diskontierung von gegenwärtiger versus künftiger Nutzung festzulegen. Für viele Formen ökologischer Risiken mag es dabei gerechtfertigt sein, Diskontsätze von Null oder nahe Null anzugeben. Wenn Informationen über die

Wahrscheinlichkeit von Nutzungspotentialen nicht vorliegen – und dies ist die Regel –, kann man nur nach funktionalen Gesichtspunkten (Vorhandensein von Funktionsäquivalenten) oder nach Expertenschätzung verfahren. Gleichzeitig können durch dezentrale Anreizsysteme und Haftungsvereinbarungen Impulse für die Wissensbereitstellung und ständige Anpassungsprozesse gesetzt werden. In jedem Fall ist aber der Existenzwert bei der Abwägung mit zu berücksichtigen.

9. Bei der Abwägung von Handlungsoptionen können formale Verfahren der bilanzierenden Beurteilung hinzugezogen werden. Unter diesen Verfahren haben sich vor allem die Kosten-Nutzen-Analyse wie die Nutzwertanalyse bewährt. Das erste Verfahren beruht im wesentlichen auf dem Ansatz der „revealed preferences“, d. h. aus dem in der Vergangenheit gezeigten Präferenzverhalten der Menschen ausgedrückt in Preisen, das zweite auf dem Verfahren der „expressed preferences“, also der expliziten Angabe von relativen Gewichtungen zwischen den verschiedenen Nutzendimensionen (Fischhoff et al., 1982). Beide Verfahren sind aber nur Hilfsmittel bei der Abwägung und können eine ethische Reflexion der Vor- und Nachteile nicht ersetzen.

10. Bei der Festlegung von Handlungsoptionen und vor allem von Handlungsnormen ist darauf zu achten, daß die Implementationsbedingungen und Überprüfungskriterien zusammen mit den Normen spezifiziert werden. Normen haben nur so viel Geltungskraft, wie sie auch durchgesetzt werden können.

Folgerungen für den Biosphärenschutz

H 7

Was ist der Beitrag der Ethik zur Klärung der Möglichkeiten und Grenzen der Biosphärennutzung? Die Nutzung von (kultivierter) Natur ist eine anthropologische Notwendigkeit. Der Mensch verfügt über ein reflexiv wirkendes Bewußtsein und damit verbunden ein kausales Erkenntnisvermögen, das ihn befähigt, Ursache und Wirkungen antizipativ zu erfassen und produktiv in eigenes Handeln umzusetzen. Dieses Wissen ist die Triebfeder der kulturellen Evolution und der Entwicklung von Technik, Agrikultur und Städtebau. Mit der Herrschaft über ein immer größer werdendes Potential an Gestaltungs- und Interventionsmöglichkeiten in Natur und Sozialwesen ist im Lauf der Menschheitsgeschichte aber auch das Potential an Mißbrauchs- und Ausbeutungsmöglichkeiten angewachsen. Während dieses Potential im Bereich der Beziehungen der Menschen untereinander schon früh in den philosophischen Überlegungen und rechtlichen Normen seinen Niederschlag gefunden hat, ist die Frage nach der Verantwortung des Menschen gegenüber der Natur erst in jüngerer Zeit zum Gegenstand intensiver Überlegungen geworden. Bei diesen Überlegungen spielen zunehmend ethische Erwägungen eine wichtige Rolle. Sie bieten zum einen die Möglichkeit, auf der Basis verallgemeinerungsfähiger Kriterien konkrete Normen und Verhaltensoptionen zu überprüfen, und zum anderen vermitteln sie prozedurale Ratschläge, um eine rationale und faire Abwägung von zu erwartenden positiven und negativen Auswirkungen vorzunehmen.

Für die Begründung von Prinzipien und Normen zum Biosphärenschutz ist eine Unterteilung in kategorische und kompensationsfähige Ge- und Verbote sinnvoll. Sobald menschliche Aktivitäten die Leitplanken der kategorischen Prinzipien überschreiten, ist dringender Handlungsbedarf geboten. Wie aber läßt sich feststellen, daß eine Übertretung erfolgt und – besser noch – wie läßt sich eine Übertretung solcher unverletzlichen Normen und Prinzipien von vorneherein verhindern? Dazu vier zentrale Überlegungen:

Zum ersten hat der WBGU (1996b, 1998a) in fast allen Gutachten der letzten Jahre internationale Funktionseinheiten gefordert, die eine Monitoring- und Frühwarnfunktion ausüben (so etwa der Vorschlag für ein UN-Risk-Assessment-Panel im Jahresgutachten 1998, siehe WBGU, 1999a). Solche Funktionseinheiten sollten nicht als neue Behörde organisiert werden, sondern vielmehr als ein Netzwerk von Wissenschaftlern und professionellen Beobachtern, die schnell und zuverlässig eine Diagnose über bereits eingetretene oder bevorstehende Leitplankenüberschreitungen erstellen können. Diese Funktion ist auch und gerade im Bereich der Biosphärennutzung notwendig, weil nur durch die Auswertung globaler Daten und Entwicklungen Verletzungen der kategorischen Werte festgestellt werden können.

Zum zweiten sind internationale Vereinbarungen dringend erforderlich, die zumindest die kategorischen Werte schützen helfen. Da bei kategorischen Gefährdungen Argumente für eine Wertverletzung in der Diskussion kaum Bestand haben werden, ist die Aussicht einer Übereinkunft dort sehr groß. Diese Vorgehensweise ist in der Literatur als Triage-Strategie bezeichnet worden (Rolston, 1994a). Priorität haben solche Vereinbarungen, die einerseits effektiven Schutz versprechen und andererseits ethisch eindeutig gerechtfertigt erscheinen.

Zum dritten sieht der Beirat die Durchsetzungschancen der ethisch gebotenen Handlungsweisen zur schonenden Nutzung der Biosphäre weniger durch Konventionen oder ordnungsrechtliche Verordnungen gesichert (von kategorischen Normen einmal abgesehen). Vielmehr vertraut er in stärkerem Maß auf die Schaffung dezentraler Anreizsysteme, die einerseits Impulse für die notwendige Wissensbereitstellung und andererseits ökonomische Anreize für ethisch gebotene Verhaltensweisen vermitteln. Da Schonung und Erhaltung der Biosphäre ein globales Gut darstellt und Nutznießer und Kostenträger häufig auseinanderfallen, sind zudem Verhandlungen auf internationaler wie auf subpolitischer Ebene (multinationale Konzerne, NRO usw.) notwendig.

Zum vierten erscheint dem Beirat zur Durchsetzung kategorischer Leitplanken eine analytische Trennung in drei Strategien des Biosphärenschutzes zielführend. Dabei ist davon auszugehen, daß die Einteilung in die drei Kategorien nicht ohne Konflikte ablaufen wird. Hier könnte man ein diskursives Verfahren der Entscheidungsfindung einsetzen, dessen Grundregeln weiter oben skizziert wurden. Folgende Strategien sind vom Beirat erarbeitet worden:

- Die erste Strategie ist die des vollständigen Schutzes unter starker Einschränkung jeglicher Nutzung durch den Menschen (*Noah-Strategie*).
- Die zweite Strategie sieht ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Schutz und Nutzungsinteressen vor, wobei eine extensive Nutzung mit der Erhaltung der je-

weiligen Ökosysteme einhergehen soll. Gefordert ist dabei eine selektive Nutzungsform (*Kurator-Strategie*).
- Die dritte Strategie setzt auf optimale Nutzung unter Einbezug von vordringlichen Schutzinteressen. Leitbild wäre hier eine intensive und gleichzeitige nachhaltige, d. h. auf Dauer angelegte Nutzung der Naturressourcen (*Demiurg-Strategie*).

Die erste Strategie ist dann zu empfehlen, wenn in der Tat kategorische Werte auf dem Spiel stehen oder aber bei der Abwägung eindeutig Schutzinteressen vor Nutzungsinteressen stehen. Da in solchen Fällen die Nutzungsinteressen häufig bei anderen Bevölkerungsgruppen anfallen als die Schutzinteressen, ist es unabdingbar, daß Ausgleichszahlungen oder zumindest Ausgleichsleistungen erfolgen, durch die der erwartete Nutzengewinn der Weltgemeinschaft mit denen geteilt wird, die durch den Schutz in ihren Nutzungsrechten eingeschränkt werden. Wenn z. B. eine unbedingt erhaltenswerte Landschaft weitgehend von ökonomischer Nutzung freigehalten werden soll, damit die gesamte Menschheit davon langfristig profitieren kann, muß die lokale Bevölkerung, deren Einkommensmöglichkeiten dadurch erheblich beschränkt werden, adäquat mit einem Zusatzeinkommen oder einem zusätzlichen Nutzen entschädigt werden. Ideal sind in diesem Fall selbst tragende Strukturen in den betroffenen Gebieten, in denen durch ökonomische Anreize und dezentrale Steuerungsmechanismen eine Schutzfunktion wahrgenommen wird. Ausgleichszahlungen sollen also sicherstellen, daß diese Strategie nicht auf Kosten der meist armen Lokalbevölkerung durchgesetzt wird. Gleichzeitig wird damit auch die Zahlungsbereitschaft der reichen Länder, zugunsten eines globalen Nutzens auf eigenes Einkommen zu verzichten, auf die Probe gestellt. Dieser Mechanismus der Ausgleichszahlungen ist auch ein wirksames Regulativ dafür, daß ein Verbot von weitreichender Nutzung nur in den Fällen erfolgt, in denen auch wirklich kategorische Werte verletzt werden oder eindeutige Abwägungsurteile vorliegen.

Die zweite Strategie ist immer dann von Nutzen, wenn bei der Abwägung zwischen Nutzen und Schutz Zielkonflikte auftreten und ein eindeutiges Abwägungsurteil schwer fällt. In diesem Fall macht es Sinn, kreative Lösungen im Sinn von Schutz durch Nutzung zu finden. Auch hier müssen ökonomische Anreize geschaffen werden, die sicherstellen, daß die Nutzer nicht das maximale Potential ausschöpfen, sondern zugunsten des langfristigen Schutzes extensive Formen der Bewirtschaftung bevorzugen. Wie diese Forderung im einzelnen umzusetzen ist, behandelt das Kap. E 3.3.3 „Schutz durch Nutzung“.

Die dritte Strategie geht ähnlich wie die erste von kategorischen Werten oder eindeutigen Abwägungsurteilen aus – diesmal allerdings in umgekehrter Richtung. Mehr als 6 Mrd. Menschen auf der Welt müssen ausreichend mit Nahrungsmitteln und anderen Produkten sowie Dienstleistungen versorgt werden. An den Flächen, in denen intensive Bewirtschaftung ohne schwerwiegende Beeinträchtigung der Biosphäre möglich ist, ist es nicht nur ethisch tolerabel, sondern geradezu geboten, diese Potentiale auch intensiv zu nutzen. Hier ist allerdings sicherzustellen, daß die natürlichen Voraussetzungen, die eine intensive Nutzung erst ermöglichen, auch in der Zukunft noch Bestand haben. Gefordert ist also eine intensive Naturnutzung unter Berücksichtigung nachhaltiger Rahmenbedingungen.

Die Befolgung dieser drei Strategien ist nicht nur geographisch im Sinn einer räumlichen Differenzierung von global zu national und regional zu verstehen. Auch innerhalb eines regionalen Raums (etwa einer Stadt) lassen sich auf Teilflächen oder in bestimmten Funktionsräumen jeweils unterschiedliche Strategien verfolgen. Die analytische Trennung in drei Strategien ist demnach auch auf lokaler, regionaler und nationaler Ebene sinnvoll anzuwenden. Bei der Bearbeitung der globalen Dimensionen des Biosphärenschutzes ist der Beirat allerdings davon überzeugt, daß die einfache Aufteilung in drei grundlegende Strategien, die sich logisch aus den ethischen Überlegungen ableiten lassen, eine wichtige Hilfe zur Diagnose der heutigen Probleme wie auch zur Bewertung von Handlungsoptionen bietet.

Globale Biosphärenpolitik

I

Leitplankenstrategie für die Bewahrung und Gestaltung der Biosphäre I 1

Der Beirat hat im Zusammenhang mit der Diskussion um Nachhaltigkeit das Leitplankenkonzept entwickelt, das zu einer Operationalisierung dieses Begriffs beitragen soll (WBGU, 1996a, 1998a). In diesem Kapitel wird versucht, dieses Konzept auf die Biosphäre anzuwenden, indem aus den in Kap. C–H angestellten Überlegungen Prinzipien abgeleitet werden, welche die Entwicklung von Mensch und Gesellschaft als Teil der Biosphäre sichern helfen können.

Leitplanken sind bestimmte, quantitativ definierbare Schadensgrenzen, deren Überschreiten jetzt oder in der Zukunft derart intolerable Folgen mit sich bringt, daß auch große, einmalige Nutzenvorteile diese Schäden nicht ausgleichen können. Durch die Leitplanken werden Bereiche abgegrenzt, die gemieden werden müssen, da dort von einer Verletzung des Nachhaltigkeitsgebots ausgegangen werden kann (WBGU, 1998a). Es wird also nicht ein „optimaler" Zielzustand definiert und ein enger Pfad oder „Leitstrahl" zu diesem Ziel vorgegeben, sondern es werden innerhalb der Leitplanken breite Entwicklungsspielräume eröffnet, in denen Lern- und Suchprozesse unbehindert ablaufen können. Das Überschreiten der Leitplanken in den Bereich der Nichtnachhaltigkeit muß allerdings sicher verhindert werden.

Die Anwendung dieses Konzepts auf die Biosphäre erfolgt zum einen auf der regionalen Ebene (Kap. I 1.1), in der sich das konkrete Handeln der Menschen abspielt, und zum anderen auf der globalen Ebene (Kap. I 1.2–I 1.6), auf der sich in der Zusammenschau Notwendigkeiten erkennen lassen, die aus der regionalen Perspektive nicht sichtbar werden können. Dabei ist es vor allem wegen der – im Gutachten vielfach angesprochenen – großen Unsicherheiten und Wissensdefizite nicht immer möglich, exakte Leitplanken im Sinn präziser, quantifizierbarer Grenzen anzugeben, wie dies dem Beirat beim globalen Klimaschutz gelungen ist (WBGU, 1995, 1998b). Daher werden zunächst „biologische Imperative" formuliert, die Prinzipien vermitteln sollen, mit denen die Werte der Biosphäre für heutige und kommende Generationen erhalten und nachhaltig genutzt werden können. Diese Imperative spiegeln im wesentlichen die Kategorisierung der Werte wider, die in Kap. H vorgestellt wurde.

Auf regionaler Ebene läßt sich die Leitplankenstrategie konkret in die Ausweisung von Schutzgebieten (Typ „N", Schutz vor Nutzung; Kap. E 3.3.2) übersetzen. In Schutzgebieten werden für die Bioregion wichtige Ökosystemleistungen erbracht (z. B. Erosionsschutz durch Hangwälder oder Überflutungsschutz durch Auen) und wertvolle Arten geschützt. Aus diesem Grund müssen sie der wirtschaftlichen Nutzung vorenthalten bleiben. Außerdem werden für die anderen beiden Typen der Landnutzung (Typen „M", Schutz durch Nutzung, und „W", Schutz trotz Nutzung; Kap E 3.3.1) „Leitlinien" definiert. Diese sind, im Gegensatz zu allgemeinen Prinzipien (Imperative) oder numerisch definierbaren Schadensgrenzen (Leitplanken), als konkrete Managementregeln zu verstehen, deren Einhaltung auch bei den intensiv genutzten Ökosystemen sicherstellt (Kasten I 1.1-1), daß z. B. der Erosionsschutz oder die Vermeidung von Eutrophierung gewährleistet bleiben. Die Angabe von Leitplanken, außerhalb derer z. B. eine Erosionsrate oder ein Nährstoffaustrag als nicht mehr nachhaltig gilt, würde – neben anderen Faktoren – eine differenzierte Betrachtung der jeweiligen Boden- und Klimaverhältnisse verlangen und ist eine wichtige Forschungsfrage.

Die Leitlinien für die Nutzung nachwachsender Ressourcen betreffen sowohl die extensive als auch die intensive Landnutzung (und entsprechend die Nutzung aquatischer Lebensräume) und werden regional umgesetzt. Leider ist jedoch ihre Anwendung in absehbarer Zeit nicht überall zu erwarten: Die beobachteten Trends sprechen sowohl in den Industriegesellschaften wie in den Entwicklungsländern eine andere Sprache (Kap. C).

Die Definition von Leitplanken auf globaler Ebene ist notwendig, um bei Mißachtung der Leitlinien zu gewährleisten, daß die Mindestvoraussetzungen für das gemeinsame Überleben von Biosphäre und menschlichen Gesellschaften erfüllt werden. Das Konzept *globaler* Leitplanken oder „Mindestsicherheitsstandards", das der Beirat bereits in ähnlichen Zusammenhängen verfolgt hat, kann im Prinzip auch auf die Biosphäre angewandt werden. Die numerisch exakte Definition solcher Grenzen menschlichen Handelns – die notwendigerweise immer eine normative Komponente enthalten – ist aber gerade im globalen Maßstab für die Biosphäre wegen der großen Unsicherheiten besonders schwierig.

Dennoch wird hier eine numerische Festlegung im Sinn einer Leitplanke angegeben, weil die Gefährdung der Biosphäre und der Verlust biologischer Vielfalt ein schwerwiegendes Risiko des Globalen Wandels darstellt, das vom Beirat in den Risikotyp „Kassandra" eingeordnet wurde (Kap. B; zur Risikoklassifizierung siehe WBGU, 1999a). Wegen der Verzögerungswirkung, die

Kasten I 1.1-1

Leitlinien der multifunktionalen Nutzung nachwachsender Ressourcen

Leitlinie: Erhaltung oder Wiederherstellung der Regelungsfunktion intensiv genutzter Ökosysteme.

Eine multifunktionale Nutzung nachwachsender Ressourcen führt zur Verminderung der Stoffbelastung genutzter Systeme und deren Nachbarsysteme durch die

- Reduktion interner Entkopplungsprozesse des Stoff- und Energieumsatzes,
- Synchronisation der Abbau-, Umbau- und Aufbauprozesse lebender und toter Biomasse,
- Minimierung der Bodendegradation (Erosion, physikalische und chemische Degradation),
- Eliminierung unerwünschter Stoffdefizite,
- Schaffung ausgeglichener Stoffbilanzen,
- Vermeidung von Eutrophierungen und Toxifizierungen aus diffusen oder Punktquellen,
- Zustands- und Belastungsüberwachung der Systeme.

Leitlinie: Erhaltung oder Wiederherstellung der Lebensraumfunktion genutzter Ökosysteme.

Eine multifunktionale Nutzung nachwachsender Ressourcen führt zur Erhaltung der biologischen Vielfalt auf Arten- und Biotopniveau und damit verbunden zu erhöhter Elastizität und Resilienz der genutzten Ökosysteme durch

- Vielfalt der Nutzung in ihrer zeitlichen und räumlichen Anordnung,
- Schaffung von Mischbeständen und diversen Fruchtfolgen,
- Erhaltung der standörtlichen Vielfalt,
- Einrichtung nichtgenutzter Ausgleichsflächen und Schutzzonen (temporär, regional),
- weitgehende Vermeidung des Einsatzes von Bioziden,
- Schutz bedrohter Arten,
- Anpassung der Nutzung an die Produktivität der Bestände,
- Aufklärung der Abhängigkeiten und Wechselwirkungen unter den Lebensgemeinschaften,
- Monitoring und Beschreibung der Organismengesellschaften und deren Veränderungen.

Leitlinie: Langfristige Erhaltung oder Wiederherstellung der Nutzungsfunktion genutzter Ökosysteme unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Gegebenheiten.

Eine multifunktionale Nutzung nachwachsender Ressourcen führt zu einer Nahrungs-, Futtermittel- und Rohstoffproduktion, bei der Energie- und Stoffumsätze optimiert werden. Dies wird erreicht durch die

- Reduzierung von Stoff- und Energieverlusten (Kreislaufwirtschaft),
- Reaktivierung oder Förderung von Prozessen der Selbstregulation,
- Optimierung des Pflanzen- und Bodenschutzes,
- ressourcenschonende Bewirtschaftung durch Optimierung der Nutzungsstrategien,
- Erweiterung des Spektrums der bisher genutzten Arten,
- Vorsicht bei Verwendung nicht standortgerechter, nicht angepaßter oder nicht heimischer Arten.

Leitlinie: Erhaltung oder Wiederherstellung der Kultur- und Sozialfunktionen genutzter Ökosysteme.

Eine Nutzung nachwachsender Ressourcen führt zur sozialen Stabilisierung autochthoner Gesellschaften und dient dem Wohl der gesamten Bevölkerung durch die

- Sicherung von Arbeitsplätzen und Einkommen,
- Erhaltung ruraler Kulturlandschaften und angepaßter Wirtschaftsstrukturen,
- Erhaltung historisch gewachsener Gesellschaftsstrukturen,
- Erhaltung der Erholungs- und Freizeitnutzung,
- Bewahrung des kulturellen Erbes.

mit diesem Risikotyp verbunden ist, wird Warnern nur selten Gehör geschenkt, denn die schädlichen Auswirkungen sind in der Gegenwart nicht erleb- und vorstellbar. Wie im Risikogutachten des Beirats ausgeführt (WBGU, 1999a), sind Selbstverpflichtungen der globalen Akteure und internationale Koordination wesentliche Instrumente, um die Langfristverantwortung gegenüber Kassandra-Risiken zu stärken. In diesem Sinn sind auch die in Kap. I 1.1–1.5 vorgestellten globalen biologischen Imperative und die in I 1.6 als Fazit genannte Leitplanke (10–20% der weltweiten Landflächen als Naturschutzfläche auszuweisen) zu interpretieren: Sie können Elemente einer globalen Strategie darstellen, die von den bestehenden internationalen Institutionen aufgegriffen und in deren Handlungsprogramme aufgenommen werden sollten.

I 1.1 Erster biologischer Imperativ: Integrität der Bioregionen bewahren

Angewandt auf die bioregionale Ebene (Kap. E 3.9) bedeutet das Leitplankenkonzept zweierlei. Zum einen ist es sinnvoll, bestimmte Gebiete mit Nutzungsbeschränkungen zu belegen (Typ „N“, Kap. E 3.3.1), bei denen die Erhaltung von Regelungsfunktionen oder das Bereitstellen ökosystemarer Leistungen im Vordergrund stehen sollte (z. B. Verzicht auf wirtschaftliche Nutzung von Hangwäldern wegen ihrer Bedeutung für den Erosionsschutz). Hinzu kommen die Schutzgebiete von überregionaler oder gar globaler Bedeutung, die Bestandteile einer globalen Leitplanke sind (Kap. I 1.3). Diese werden auf nationaler oder globaler Ebene festgelegt, müssen aber natürlich auch für die Bioregion bindenden Charakter haben.

Zum anderen können aber auch in den Zonen, die sich für die extensive bzw. intensive Nutzung durch Land- und Forstwirtschaft eignen (Typen „M“ bzw. „W“; Kap. E 3.3.3 bzw. E 3.3.4), Leitplanken überschritten werden, wenn z. B. durch übermäßigen Düngemitteleintrag das Grundwasser gefährdet oder in angrenzenden aquatischen Ökosystemen Eutrophierung ausgelöst wird, oder etwa indem durch ungeeignete landwirtschaftliche Methoden die Erosionsraten untolerierbar hoch werden. Es lassen sich für diese Zonen „Leitlinien“ definieren, die sich in der Praxis nicht durch Nutzungsverzicht auf bestimmten Flächen ausdrücken, son-

dern durch Regeln für einen vernünftigen Umgang, die den Verbleib im Bereich der Nachhaltigkeit garantieren sollen (Kasten I 1.1-1; Kap. E 3.9).

I 1.2 Zweiter biologischer Imperativ: Aktuelle biologische Ressourcen sichern

Aus der Forderung, daß die Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen („food and fiber“) nicht gefährdet werden darf (Kap. D 3.1), läßt sich auf der Grundlage des Nutzwertes folgender biologischer Imperativ ableiten: *Die biologischen Ressourcen, die für die (ständig notwendige) Anpassung und Weiterentwicklung der Nutzpflanzen (und -tiere) erforderlich sind, dürfen nicht gefährdet werden.*

Dazu gehört die akut gefährdete enorme Vielfalt der traditionellen, lokal angepaßten Sorten, die von erheblicher Bedeutung für die Pflanzenzüchtung und die Ernährungssicherung sind. Der Beirat ist besorgt, weil diese wertvolle Vielfalt der traditionellen Sorten zunehmend schwindet (genetische Erosion). Hier sind besondere Anstrengungen notwendig, die in Kap. D 3.1 und Kap. I 3 näher erläutert werden. *Ex-situ* -Schutz (z. B. in Genbanken) kann zwar nicht in allen Fällen eine Lösung sein, muß aber angesichts der weltweiten Situation verstärkt betrieben werden (Kap. D 3.1; FAO, 1996c).

Andererseits müssen die *wildverwandten Arten* der von uns genutzten Kulturpflanzen geschützt werden. Die pflanzengenetischen Ressourcen in den sog. „Genzentren“ sind hierbei besonders zu beachten (Hammer, 1998; Kap D 3.1). Diese Zentren sind Zonen, in denen wertvolle genetische Ressourcen besonders konzentriert vorkommen. Sie können wegen ihrer großflächigen geographischen Ausbreitung nicht als Ganzes geschützt werden, weil sie nicht nur Biotope beherbergen, die wertvolle genetische Ressourcen wildverwandter Kulturpflanzen enthalten, sondern selbst ein Flickenteppich vielfältiger Landschaftstypen sind. Daher besteht bei Vielfaltszentren eine besondere Verantwortung zum Schutz dieser Ressourcen, was im Rahmen des bioregionalen Managements berücksichtigt werden sollte (Erhaltung genetischer Ressourcen *in situ* bzw. *on farm* ; Kap. D 3.1). Die Leistungen, die in solchen Bioregionen erbracht werden und letzlich allen zugute kommen, sind ohne Mechanismen für den überregionalen oder globalen finanziellen Ausgleich nur schwierig dauerhaft zu erbringen, denn sie sind – aus der Perspektive der lokalen Bevölkerung vor Ort gesehen – meist die ökonomisch weniger interessante Alternative im Vergleich zu intensiver Landnutzung (Kap. I .3.5).

Gentransfer durch Freisetzung transgener Pflanzen kann ein Gefährdungsfaktor sein, z. B. wenn die Fremdgene auch außerhalb des Agroökosystems einen Konkurrenzvorteil vermitteln (Regal, 1994; Kap. D 3.2). Krankheitsresistenz, Kälte-, Trockenheits- oder Salztoleranz sind Beispiele für Merkmale, die bei Auskreuzung eine Verschiebung des Konkurrenzgleichgewichts in Wildpopulationen verursachen könnten und deren Anwendung daher im Einzelfall besonders streng geprüft werden muß. Die Freisetzung transgener Pflanzen in Genzentren, in denen Wildtypen dieser Kulturpflanzen vorkommen, ist daher mit besonderen Risiken verbunden. Es ist nicht auszuschließen, daß die Wildpopulationen durch Hybridisierung und Konkurrenzdruck gefährdet werden und dadurch genetische Vielfalt verlorengehen könnte (WBGU, 1999a). Zum Beispiel sollte gentechnisch veränderter Mais im ursprünglichen Verbreitungsgebiet (Mexiko) nicht angebaut werden, da durch Auskreuzung und mögliche Veränderung von Konkurrenzgleichgewichten unter Umständen die genetische Vielfalt der wildlebenden Arten gefährdet sein könnte.

I 1.3 Dritter biologischer Imperativ: Biopotentiale für die Zukunft erhalten

Die Biosphäre hält noch viele bislang unerkannte Stoffe und Prinzipien für den Menschen bereit, deren Optionswerte im Hinblick auf eine künftige Nutzung gesichert werden müssen. Wie in Kap. D 3.3 näher ausgeführt wird, sind dabei nicht alle Standorte für die Gewinnung von Naturstoffen gleich interessant. Eine besonders große Chance, auf kleinem Raum und mit wenig Einsatz eine hohe Ausbeute zu erzielen, besteht naturgemäß in den Bereichen, in denen eine hohe biologische Vielfalt in natürlichen Ökosystemen vorkommt (z. B. tropische Wälder, Korallenriffe). Durch die Vielfalt der ökologischen Nischen und der Anpassungen der Arten an einen hochkomplexen Lebensraum finden sich auch vergleichsweise viele interessante „Lösungen“ biochemischer oder struktureller Art. Daher sind diese Brennpunkte der biologischen Vielfalt besonders bedeutsam.

Wenn es in Gebieten mit hoher biologischer Vielfalt traditionell lebende Bevölkerung gibt, so können durch das im Verlauf von vielen Generationen gesammelte traditionelle Wissen über die verschiedenen Arten und ihre Wirkungen wertvolle Hinweise für die Bioprospektierung gewonnen werden (z. B. Methoden der Ethnobotanik; Kap. D 3.3.6, z. B. Eigentumsrechte, Kap. I 3.3.3)

Interessant sind auch Standorte, bei denen extreme Umweltbedingungen die Arten im Verlauf der Evolution zu entsprechend differenzierten Anpassungen getrieben haben. Beispiele hierfür sind generell Standorte mit abiotischen Grenzbedingungen, wie z. B. heiße Quellen, Trockengebiete oder die Tiefsee mit ihren besonderen Druckverhältnissen. In Gebieten mit hoher Vielfalt, einem Angebot an extremen abiotischen oder biotischen Bedingungen und ungebrochener Tradition

der lokalen Bevölkerung ist demnach der Optionswert dieser natürlichen Ressource besonders hoch. Zur Erhaltung des Optionswerts bislang unbekannter Arten und Nutzungsformen für zukünftige Generationen müssen also Flächen natürlicher oder naturnaher Ökosysteme erhalten bleiben, in denen bestimmte menschliche Nutzungen, wie z. B. die kommerzielle Entnahme von Biomasse sowie Jagd und Fischerei, unterbleiben. Dabei ist eine Differenzierung nach Regionen entsprechend der Zahl der gefährdeten Arten nötig. Die Bereitstellung nur eines Schutzgebiets pro Art bzw. Ökosystemtyp ist zu riskant, daher müssen mehrere repräsentative Gebiete geschützt werden, um das langfristige Schutzziel sicherzustellen. Dabei ist eine Vernetzung der Schutzgebiete in der Landschaft vorzusehen (Kap. E 3.3.2). Nach bisherigem Wissen reagiert ein Teil der Ökosysteme und Arten extrem empfindlich auf menschliche Einflüsse, so daß *ein gewisser Teil der Biosphäre einen totalen Schutz vor menschlichen Einflüssen braucht*. Diesen Schutz, der sich auf Werte gründet, die nicht unmittelbar monetarisierbar sind und die sich erst in der Zukunft erschließen, gegenüber konkreten, konfligierenden Nutzungsinteressen durchzusetzen, ist eine besondere Herausforderung.

Der Beirat ist sich bewußt, daß eine naturwissenschaftlich begründete „wasserdichte“ Herleitung einer Leitplanke in Form von Flächenschutzzielen zur Zeit nicht vorgenommen werden kann. Wenn hier dennoch die Zahl von 10–20% der terrestrischen Flächen angegeben wird, dann handelt es sich um eine grobe Schätzung, die im wesentlichen in der Experintenintuition begründet ist (Kap. E 3.3.2). Diese Zahl wird allerdings, abhängig von der Naturausstattung, regional stark schwanken. Da solche Gebiete meist auch aus anderen Gründen interessant sind (z. B. Schutz des Existenzwerts), ergeben sich hier Synergien mit der Leitplanke zur Bewahrung des globalen Naturerbes (Kap. I 1.4). In diese Prozentzahl ist bereits sowohl die Bewahrung von Populationen und Arten aus Gründen des Existenzwertschutzes (Kap. I 1.4) als auch des Optionswertschutzes eingerechnet.

I 1.4 Vierter biologischer Imperativ: Das globale Naturerbe bewahren

Die Biodiversitätskonvention erklärt in der Präambel die biologische Vielfalt zu einem gemeinsamen Anliegen der Menschheit. Ähnliche Formulierungen in anderen Abkommen zur Biosphäre, in der AGENDA 21 und in Programmen internationaler Institutionen lassen den Schluß zu, daß sich in der internationalen Gemeinschaft ein globaler Konsens für die Erhaltung des Naturerbes der Schöpfung etabliert hat. Nach diesem Konsens ist es inakzeptabel, große Verluste an der weltweiten biologischen Vielfalt hinzunehmen. Die Gründe dafür sind vielfältig und in diesem Gutachten an verschiedenen Stellen erläutert: Sie reichen von konkreten „Überlebensargumenten“ (ohne Erhaltung der Agrobiodiversität ist die Welternährung gefährdet, Kap. D 3.4 und I 1.2) bis zu eher normativ geprägten Begründungen (Existenz- und Symbolwerte; die Erhaltung eines Naturerbegebiets kann ähnlich wie beim Denkmalschutz des Weltkulturerbes begründet werden; Kap. H). Letztlich hat auch diese Leitplanke unter anderem Konsequenzen in Form von Flächenansprüchen, d. h. Naturschutz muß in bestimmten Gebieten zur vorrangigen „Landnutzungsform“ werden (Kap. E 3.3.2).

Landschaften und Ökosysteme

Hier sind zunächst die Bestandteile der Biosphäre zu nennen, die gemäß UNESCO-Konvention und anderer gebietsspezifischer Konventionen dem „Naturerbe der Menschheit“ angehören und daher besonderen Schutz genießen (Kap. I 3). Ähnlich wie der Verlust von im Verlauf der kulturellen Evolution des Menschen erworbenen Kulturschätzen für die globale Gemeinschaft nicht hinnehmbar ist, hat sich aufgrund der hohen Existenz- und Symbolwerte ein globaler Konsens etabliert, auch die Naturschätze der biologischen Evolution oder geologisch wertvolle Formationen zu bewahren. Hierzu gehören z. B. der Baikalsee, der Yellowstone-Nationalpark oder die Serengeti. Diese „Juwelen der Biosphäre“ stehen vielfach bereits unter nationalem oder internationalem Schutz (z. B. durch die Welterbekonvention, Kap. I 3.3.1), der aber in vielen Fällen zusätzlicher Unterstützung bedarf, vor allem, wenn die Kräfte des jeweiligen Landes – vielfach eines Entwicklungslands – überfordert sind.

Diese bislang bereits geschützten „Juwelen“ sollten in einem globalen Ansatz um repräsentative Ausschnitte aller großen Ökosysteme der Erde ergänzt werden. Die Forderung, daß kein Ökosystemtyp verschwinden darf, ist wesentlich leichter umzusetzen als die entsprechende Forderung für die Arten, obwohl es auch bei den Ökosystemen bereits unwiederbringbare Verluste gegeben hat. Hierfür benötigt man ein *Netzwerk von Schutzgebieten, das repräsentative Beispiele aller natürlichen Ökosystemtypen der Erde* einschließt (Kap. E 3.3.2). Topologische Aspekte müssen bei der Auswahl der Gebiete besonders berücksichtigt werden (Biotopverbund, Korridore, Trittsteinökosysteme).

Aus diesen Überlegungen lassen sich Empfehlungen für Landschaften und Ökosysteme ableiten:

1. Sie müssen bereits geschützte Gebiete einschließen.
2. Sie müßten nach einer Lückenanalyse der Repräsentativität des bestehenden Schutzgebietsystems noch fehlende Gebiete umfassen. Diese Analyse ist aufwendig und kann vom Beirat an dieser Stelle nicht durchgeführt werden. Anhand der verschiedenen Ökosystemtypen könnte dieser Ansatz beispielhaft durchgerechnet werden: hier ist Naturschutzforschung gefordert (Kap. J).

3. Es läßt sich die Frage stellen, ob es Grenzen für den Mix von Ökosystemtypen in einer Landschaft gibt, sowohl regional wie global. Kann das Landschaftsgefüge ohne schwerwiegende Folgen beliebig verschoben werden, wie dies derzeit z. B. durch den Verlust der Feuchtgebiete oder der Bergwälder erfolgt? Läßt sich für die verschiedenen Ökosystemtypen des Globus eine Mindestforderung des Flächenanteils in den verschiedenen Regionen aufstellen (Korallen, Mangroven, Wälder, Feuchtgebiete, Hochmoore usw.)? Auch hier stellen sich dringende Forschungsfragen (Kap. J).

Die bestehenden Schutzgebiete machen 8,2% der globalen Landfläche aus, wenn auch die schwächsten Schutzkategorien des IUCN mitgerechnet werden. Bei alleiniger Berücksichtigung der Kategorien I–V liegt die Zahl bei 5,3% (McNeely und Miller, 1984; Kap. E 3.3.2). Angesichts der Mängel des weltweiten Schutzgebietsystems (fehlende Repräsentativität, fehlende Umsetzung, Redundanz) wird aber ein erheblich höherer Flächenanteil notwendig sein. Die oben bereits angesprochene Größenordnung von 10–20% der globalen terrestrischen Fläche, die sich auch als grober Anhaltswert der Flächenerfordernisse aus anderen Berechnungsansätzen ergibt (Kap. I 1.3), erscheint dem Beirat daher angemessen.

Arten

Natürlich gehören nicht nur bestimmte Ökosysteme und Landschaften zum Naturerbe, sonderen auch die in ihnen lebenden Arten. Bei konsequenter Anwendung und Einhaltung der Leitplanke für den Ökosystemschutz und der bioregionalen Managementregeln werden daher auch die Arten mit geschützt. Dies ist allerdings keineswegs als selbstverständlich vorauszusetzen, daher sind Artenschutzmaßnahmen sinnvoll, wenn besonders wertvolle Arten sonst keine Überlebenschance hätten. „Besonders wertvoll“ bedeutet, daß sich bei Anwendung der Wertkategorien aus Kap. H eine herausragend hohe Bewertung ergibt, die eine globale Bedeutung rechtfertigt. In der Regel wird es sich dabei um eine Mischung aus mehreren hoch bewerteten Kategorien handeln. Das können beispielsweise außergewöhnlich hohe Einschätzungen des Existenz- oder Symbolwerts sein (Symbolarten: Tiger, Pandabär, Wale; Kasten E 3.3-3), oder auch Arten mit hohem Funktionswert, etwa mit zentraler Bedeutung in global bedeutenden Ökosystemen (Schlüsselarten; Kap. D 2).

Die Artenvielfalt ist auf der Erde keineswegs gleichmäßig verteilt, vielmehr zeigen sich auf den verschiedenen globalen Diversitätskarten Brennpunkte biologischer Vielfalt (Abb. D 1.2-1). Für die Bewahrung des globalen Naturerbes sind besonders die Gebiete interessant, in denen sich eine hohe Artenvielfalt auf engem Raum findet oder in denen es eine große Zahl von endemischen oder besonders verschiedenen (genetisch distinkten) Arten gibt. Bei der Auswahl von Schutzgebieten sollte auf diese Brennpunkte der Artenvielfalt besonderes Augenmerk gelegt werden. Für eine Prioritätensetzung sollten zu diesen Angaben der „biologischen Bedeutung“ von Gebieten zusätzlich Daten über die aktuelle Bedrohung bzw. den gegenwärtigen Schutzstatus ausgewertet werden, wie dies am Beispiel der Vogelarten von Stattersfield et al. (1998) mit einem globalen Ansatz durchgeführt wurde. Die Verschneidung von Brennpunktkarten unterschiedlicher Herkunft und Qualität zu weltweiten Karten der biologischen Vielfalt, ihrer Bedeutung und ihrer Bedrohung ist für die Prioritätensetzung gegenwärtig ein dynamisches Forschungsfeld (Barthlott et al., 1999; Williams, 1998; Kap. J), das für die Ableitung einer quantitativen Leitplanke für das globale Naturerbe in Zukunft von großer Bedeutung ist. Da der derzeitige Forschungsstand für eine wissenschaftlich begründete Herleitung einer solchen quantitativen Leitplanke nicht ausreicht, sollen hier Überlegungen dargelegt werden, die zu einer ersten Einschätzung beitragen können.

Da viele Arten Ansprüche an ein Mindestareal haben, wird unter Umständen eine erste grobe Quantifizierung der Flächenansprüche möglich, wenn man sich bei der Betrachtung auf „besonders wertvolle“ Schlüsselarten, Symbolarten oder Schirmarten konzentriert (Kasten E 3.3-3). Über die Aussterbewahrscheinlichkeit großer Säugetiere und Vögel *in situ* lassen sich möglicherweise Leitplanken für den Artenschutz quantifizieren (über populationsgenetische mathematische Modelle), weil allein der Anspruch, lebensfähige Populationen der großen Säugetiere in freier Wildbahn mindestens über mehrere Jahrhunderte zu erhalten, bereits mit erheblichen Flächenansprüchen verbunden ist.

Um den Schutz vor dem Aussterben zu gewährleisten, muß eine Mindestgröße der Populationen erhalten bleiben. Das Konzept der Minimal Viable Population (MVP) ergibt folgende überschlägige Zahlen:

1. 50–100 Individuen sind mindestens notwendig, um ein Aussterben durch demographische Schwankungen zu vermeiden.
2. Rund 500 Individuen sind die Mindestzahl, um Inzuchtdepressionen vorzubeugen.
3. 5.000–10.000 Individuen sind die Mindestzahl, um evolutive Änderungen und Anpassung an die natürliche Variabilität zu gewährleisten.

Dabei sind diese für Säugetiere geltenden Zahlen für langlebige Pflanzenarten wahrscheinlich zu gering (z. B. sind für Eichen mit einer Lebensdauer von 400 Jahren mindestens 400.000 Individuen nötig). Durch Unterschreiten dieser Grenzen sind im 20. Jahrhundert mit nur einer Ausnahme in allen US-Nationalparks Säugetiere ausgestorben, wobei der Artenverlust linear mit zunehmender Größe der Parks abnimmt (Newmark, 1987). Belovsky (1987) schätzt, daß die Reservatgröße für große Säugetiere (>50 kg) 100.000–1.000.000 km^2 betragen muß, wenn sie über evolutionäre Zeiträume

(10.000–100.000 Jahre) vor dem Aussterben bewahrt werden sollen.

Eine Quantifizierung auf dieser Grundlage scheint also prinzipiell möglich, ist aber bislang nur für einzelne Arten, jedoch nie global durchgeführt worden. Natürlich summieren sich die Flächenansprüche nicht einfach für die verschiedenen Arten, denn multiple Schutzgebiete beherbergen mehrere solcher Arten (Shafer, 1990). Sie können nicht (und müssen auch nicht) ausschließlich in Totalreservaten (Typ „N“) befriedigt werden: Die Integration mit der umliegenden Kulturlandschaft ist essentiell (Kap. E 3.9). Außerdem sollten mehrere Populationen einer Art an verschiedenen Lokalitäten diese Mindestgröße aufweisen. Zu beachten ist, daß diese Zahlen auf theoretischen Überlegungen beruhen und für jeden Einzelfall mittels einer Population Viability Analysis (PVA) zu überprüfen wären. Bislang sind nur wenige solcher Analysen durchgeführt und dokumentiert worden (z. B. für den Fleckenkauz und den Grizzlybär in den USA): Für die Naturschutzforschung öffnet sich hier ein weites und äußerst relevantes Feld.

Es gibt noch einen anderen Ansatz für eine Überschlagsrechnung, der an die Voraussetzung für ökosystemare Regelungsfunktionen auf der Artenebene ansetzt. Aus Kap. D 2 wird deutlich, daß die nachhaltige Erbringung ökosystemarer Güter und Leistungen an ein Mindestmaß von Artenvielfalt geknüpft ist. Dabei steigen die Kosten für die Aufrechterhaltung ökologischer Leistungen exponentiell mit sinkender Artenzahl. Basierend auf den Erfahrungen, die aus ökologischen Experimenten gewonnen wurden, sind mindestens 10–100 Pflanzenarten (im Mittel vielleicht 30 Pflanzenarten) in jedem Ökosystemtyp notwendig, um langfristig mit vertretbarem Energie- und Arbeitsaufwand diese Leistungen zu erhalten. Wenn man sich die verschiedenen Bioregionen der Erde mit ihren unterschiedlichen Höhentypen, Klimazonen und Bodenbeschaffenheiten vor Augen hält, potenziert sich diese erforderliche Mindestzahl, weil viele Arten auf nur einen oder wenige der Klima- oder Bodentypen spezialisiert sind und bei einem Wechsel der edaphischen Randbedingungen durch andere Arten ersetzt werden müssen. Eine – zugegebenermaßen unzulässig vereinfachende – Überschlagsrechnung, die von weltweit 30 Pflanzenarten, 50 Bodentypen, 10 Höhenstufen und 10 Klimatypen ausginge, käme bei einfacher Multiplikation auf 150.000 Pflanzenarten. Diese Berechnung ist natürlich eine grobe Überschätzung, denn die meisten Pflanzenarten sind nicht ausschließlich auf einen der jeweiligen Typen festgelegt. Die Zahl überrascht dennoch, denn sie liegt in der selben Größenordnung wie die geschätzte *Gesamtzahl* der Gefäßpflanzen auf der Erde (ca. 320.000 Arten; Heywood, 1997).

Auch aus dieser Betrachtung heraus erscheint die Einschätzung nicht übertrieben, auf 10–20% der weltweiten terrestrischen Flächen einen Vorrang für den Naturschutz einzuräumen.

I 1.5 Fünfter biologischer Imperativ: Regelungsfunktionen der Biosphäre erhalten

Biogeochemische Kreisläufe des Erdsystems

Die großen biogeochemischen Kreisläufe des Erdsystems werden derzeit vom Menschen massiv beeinflußt (Kap. F 3). Die Kopplung zwischen Biosphäre und Klimasystem ist bereits heute betroffen, und anthropogene Klimaänderungen haben Auswirkungen auf die Biosphäre wie auch umgekehrt. Von daher sind die Ziele der Klimarahmenkonvention auch in diesem biosphärischen Zusammenhang relevant. Nach Art. 2 der Konvention sollen Ökosysteme in ihrer Anpassungsfähigkeit an die Klimaänderungen nicht überfordert werden, Nahrungsmittelproduktion und nachhaltige ökonomische Entwicklung dürfen nicht gefährdet werden (Erhaltung der Funktionswerte der Biosphäre, Kap. H). So ist z. B. unbedingt das nicht implausible Szenario eines Runaway-Greenhouse-Effekts zu vermeiden, der mit unakzeptablen Kosten für Mensch und Gesellschaft verbunden wäre (Kap. F 4). Das bedeutet letztlich, daß *Klimaschutz auch eine wesentliche Voraussetzung für Biosphärenschutz ist*.

Daher läßt sich die globale Leitplanke, die der Beirat für den Klimaschutz bereits entwickelt hat (WBGU, 1995, 1998b), auf die Biosphäre übertragen und anwenden. Man könnte diese Leitplanke ergänzen um Schätzungen der potentiellen Wanderungsraten von Biomen oder Ökosystemtypen als Reaktion auf Klimaänderungen. Ein wichtiges zusätzliches Kriterium für Küstenökosysteme (Korallen, Mangroven, Watten) ist die Erhöhung des Meeresspiegels (und deren zeitliche Rate) als Folge des Klimawandels.

Brennpunkte der Kritikalität

In Kap. F 5 wurde die Bedeutung der Biosphäre für das globale Erdsystem mit Hilfe eines zusammengesetzten Kritikalitätsindikators eingeschätzt, der die Brennpunkte geographisch explizit aufzeigt und sich aus folgenden Basisindikatoren zusammensetzt:

1. Sonnenenergieaufnahme bzw. Produktivität der Biosphäre,
2. Bedeutung der Rolle der Biosphäre für den globalen Wasserkreislauf und die damit zusammenhängenden Regelungsfunktionen für das Erdsystem,
3. regionale jahreszeitliche Albedoverteilung der Biosphäre im Sinn einer stabilisierenden negativen Rückkopplung,
4. Bewertung der Resilienz bzw. Robustheit der Biosphäre gegenüber einer Veränderung der Umweltbedingungen am Beispiel von Temperatur- und Niederschlagsänderungen.

Für die globale Ebene lassen sich durch die in Kap. F 5 skizzierte Vorgehensweise Regionen aufzeigen, bei denen das Augenmerk auf Erhaltung bestimmter natürli-

cher Biome oder Ökosysteme besonders groß sein sollte, da die Biosphäre in diesen Gebieten nicht nur eine wichtige Funktion im Erdsystem erfüllt, sondern auch empfindlich auf Veränderungen der Umweltbedingungen reagiert. Diese Brennpunkte müssen in ihren ökosystemaren Funktionen für das Erdsystem bewahrt werden. Als wichtige und gleichzeitig fragile biogeographische Regionen sind in Kap. F 5.3 beispielsweise einige Gebiete im Nordwesten der USA bzw. im Südwesten Kanadas, das atlantische Küstengebiet Amazoniens mit Guyana, Surinam und Teilen Brasiliens, kritische Gebiete am Nordrand der Steppen Kasachstans, Regionen entlang der Sahelzone und Übergangszonen zu den Regenwäldern West- und Zentralafrikas identifiziert worden. Abb. F 5.3-2 stellt diese und weitere schützenswerte Brennpunkte der Kritikalität dar.

Aus diesen Überlegungen lassen sich Mindestforderungen an einem flächenhaften Ökosystemschutz ableiten: In diesen empfindlichen Regionen mit global bedeutsamen Biosphärenfunktionen darf die Landnutzung nicht zu einer großflächigen Veränderung der natürlichen Vegetation führen, da dieses die Funktion der Flächen für den globalen Regelungsmechanismus beeinträchtigen würde.

I 1.6
Fazit: eine explizite Leitplanke für den Biosphärenschutz

Eine exakte, naturwissenschaftlich begründete Ableitung einer Leitplanke für den Biosphärenschutz im Sinn eines Flächenschutzanteils an der Gesamtfläche ist beim derzeitigen Kenntnisstand sicherlich nicht möglich. Die Überschlagsrechnungen bieten jedoch – bei aller methodischen Unzulänglichkeit – Anhaltspunkte, anhand derer sich der Beirat orientiert hat. Die verschiedenen Ansätze zur Erhaltung jeweils unterschiedlicher Bestandteile und Aspekte der Biosphäre aus den unterschiedlichen Bewertungen ihrer Funktion und ihres Wertes kommen zu jeweils ähnlichen Größenordnungen des Flächenbedarfs: Auf 10–20% der weltweiten terrestrischen Biosphäre sollte die „Naturschutznutzung“ die prioritäre Landnutzungsform sein. Diese Größenordnung kann aber nur ein erster Anfang sein. Es muß natürlich eine Differenzierung nach Biomen, Ländern usw. erfolgen, wobei es auch Regionen geben wird, bei denen eine Zahl von 80% oder gar 90% Naturschutzvorrangfläche nicht übertrieben ist; bei anderen Regionen mögen 2–5% bereits ausreichen.

Diese Zahl ist mehr als *Anstoß zu systematischem Nachdenken* zu verstehen, denn als quantitative Zahlenvorgabe für konkrete Biosphärenpolitik. Es ist eine Aufforderung an die Staatengemeinschaft, sich diesem zentralen Problem der Biosphäre ernsthaft und gesamthaft zuzuwenden. In vielen Ländern wird dieses leicht, in anderen schwierig zu realisieren sein. Daher ist auch über Mechanismen zur internationalen Einigung und Lastenteilung verstärkt nachzudenken (Kap. I).

Die Auswahl dieser Flächen ist eine schwierige Aufgabe, die nicht nur wissenschaftlichen Kriterien und Ansprüchen genügen, sondern auch im gesellschaftlichen Prozeß durchgesetzt werden muß (Kap. E 3.9). Es gibt mittlerweile eine reichhaltige Literatur über Auswahlkriterien und -prozeduren sowie Prioritätensetzung (z. B. Miller et al., 1995; Johnson, 1995; Dinerstein et al., 1995; Stattersfield et al., 1998).

Auf diesen Flächen sind nicht von vornherein andere Nutzungen, etwa nachhaltige Waldwirtschaft, sanfter Tourismus, wissenschaftliche Expeditionen, Lebensraum für indigene Völker usw. ausgeschlossen, sofern keine großen Mengen an Biomasse entnommen werden und sie den Charakter und die Eigenschaften der zu schützenden Landschaft nicht wesentlich verändern (Kap. E 3.3.2). Angesichts der Einflüsse, die Mensch und Gesellschaft (z. B. über Stoffeinträge) auf jedes heute bestehende Ökosystem haben, ist ein adaptives Management zu empfehlen, also Flexibilität und Lernfähigkeit bei Schutzzielen und -maßnahmen während der Entwicklung der Naturschutzflächen (Kap. E 3.3.2.5).

Die Einhaltung der biologischen Imperative kann aber sicherlich nicht allein durch Ausweisung von Schutzgebieten erfüllt werden. Es sind zusätzlich folgende Punkte zu beachten:

- *Topographie:* Die Lage der Schutzgebiete zueinander und ihre Vernetzung ist von hoher Bedeutung (Wanderungskorridore, Ausweichzonen im Falle von Klimaänderungen, Trittsteinökosysteme auf Routen der Zugvögel usw.)
- *Regionale Konzepte:* Naturschutzvorrangflächen müssen im jeweils regionalen Zusammenhang im Rahmen eines Konzepts der differenzierten Landnutzung durch Zonen extensiver Nutzung ergänzt werden (z. B. Pufferzonen; Kap. E 3.3.2). Bioregionales Management bietet hier Ansätze für eine integrierte Betrachtung der verschiedenen Ansprüche an Landschaft (Kap. E 3.9).
- *Leitlinien für die Landnutzung:* Auch in der Zone, in der intensive Bewirtschaftung vorgesehen ist, sind bestimmte Regeln einzuhalten, z. B. für den Boden- und Gewässerschutz. Artenschutz wird z. B. auch in Jagdregeln und Handelsbeschränkungen (Kap. D 3.1) seinen Niederschlag finden. Diese Leitlinien sind in Kasten I 1.1-1 benannt.

Aus diesen Überlegungen lassen sich wichtige Forschungsempfehlungen (Kap. J) ableiten, weil es ohne Zweifel eine vorrangige Aufgabe der angewandten biosphärischen Forschung sein wird, den zentralen Zielparametern des Globalen Wandels präziser auf die Spur zu kommen als nur mit den unzulänglichen Mitteln der Expertenschätzung.

Elemente einer globalen Biosphärenpolitik I 2

I 2.1
Aufgabenstellung und Probleme globaler Biosphärenpolitik

Die Forderung nach einer globalen Politik zur nachhaltigen Nutzung und zur Erhaltung der Biosphäre beruht gemäß bisheriger Argumentation des Beirats auf zwei Fundamenten:

1. Es werden für eine solche Politik moralisch-ethische Prinzipien geltend gemacht, die der Biosphäre einen intrinsischen Wert zuordnen und somit ein eigenständiges Existenzrecht einräumen (Kap. H).
2. Es wird darauf hingewiesen, daß der Verlust biologischer Vielfalt und die Reduktion der biosphärischen Leistungen eine gravierende Einschränkung zukunftsfähiger Entwicklungspfade der Gesellschaft darstellen und darum, insbesondere mit Blick auf künftige Generationen, mit dem Risiko eines längerfristigen gesellschaftlichen Wohlfahrtsverlusts verbunden sind (Kap. C–F).

Die Verhinderung solcher Wohlfahrtsverluste setzt zunächst die Festlegung globaler und räumlicher Schutzziele voraus, um daraus differenzierte Schutzmaßnahmen und nachhaltige Nutzungsformen entwickeln zu können. Ziel dieser Bemühungen muß es sein, die vom Menschen ausgelöste Auslöschung von Arten zu verhindern. Notwendig ist insofern eine pragmatische, schrittweise Biosphärenpolitik, die staatliche und internationale Steuerung mit einem dezentralen Anreizsystem zu einer umfassenden Nachhaltigkeitsstrategie für die Biosphäre verbindet.

Die Ausgestaltung einer solchen globalen Biosphärenpolitik sieht sich – im Unterschied zu vielen Handlungsfeldern der Umwelt- und Ressourcenschutzpolitik – verschiedenen besonderen Herausforderungen gegenüber:

- Biologische Vielfalt ist in ihren drei Komponenten – Ökosysteme, Arten und genetische Variabilität – ein ungewöhnlich *komplexes* Schutzgut.
- Es besteht ein beachtliches *Unsicherheits- bzw. Wissensproblem* bezüglich des anzustrebenden Leitbilds sowie der zu ergreifenden Maßnahmen und Umsetzungswege.
- Der Komplex biologische Vielfalt weist besondere Schwierigkeiten in Hinblick auf eine *quantifizierte Bewertung* auf.
- Eine globale Biosphärenpolitik verlangt die adäquate Berücksichtigung *zeitlicher, räumlicher und sozialer Verteilungskonflikte* sowie die Festlegung der räumlich optimalen Handlungsebene.
- Eine globale Biosphärenpolitik ist ohne eine grundlegende *Mitwirkungs- und Kooperationsbereitschaft* der verschiedenen privaten und öffentlichen Akteure auf lokaler, nationaler und internationaler Ebene undenkbar.

I 2.1.1
Überwindung des Wissensdefizits

Ein zentrales Hemmnis der Festlegung von Erhaltungsstrategien für die biologische Vielfalt sind die immer noch vorhandenen gravierenden Wissensdefizite, die sich auf die biologischen und biogeochemischen Zusammenhänge, insbesondere auf Ursachen, Ausmaß und Folgen des Biodiversitätsverlusts sowie auf die Wirkung menschlicher Handlungen beziehen (Becker-Soest, 1998a, b; Kap. D–F und J). Dies gilt vor allem für die fundamentale Frage, wieviel Natur der Mensch langfristig für sein Überleben benötigt. Insofern bereitet auch die Ableitung eindeutig definierter globaler und regionaler Leitplanken (bioregionale Ebene) große Probleme (Kap. E 3.9, Kap. I 1). Noch muß Biosphärenpolitik also in Unkenntnis der genaueren Mechanismen der Biosphärendynamik betrieben werden, und noch muß politisches Handeln unter starker Unsicherheit erfolgen. Deshalb spricht der Beirat auch von „biologischen Imperativen“ anstelle quantifizierbarer Leitplanken.

Diese fünf identifizierten Imperative (Kap. I 1) sollten nach Ansicht des Beirats aber besondere Beachtung finden und darum den Gegenstand einer globalen Biosphärenpolitik bilden. Diese Politikfelder reichen nicht aus, um die Bedeutung der Biodiversität umfassend zu erklären (Kap. H), sie weisen aber auf notwendige Schwerpunkte globaler Biosphärenpolitik hin:

1. die Bewahrung der Integrität von Bioregionen,
2. die Sicherung biologischer Ressourcen,
3. die Erhaltung von Biopotentialen,
4. die Bewahrung des globalen Naturerbes,
5. die Erhaltung der globalen Regelungsfähigkeit der Biosphäre.

Die großen Wissensdefizite führen dazu, daß die alleinige Forderung nach Unterlassung naturverdrängender Aktivitäten national, insbesondere aber international

wenig aussichtsreich ist (Hampicke, 1991). Insbesondere gilt, daß Nutzen-Kosten-Abwägungen in diesem Politikfeld wegen der hohen Unsicherheiten und Bewertungsprobleme äußerst schwierig sind. Gleichzeitig fehlt es noch an einer international akzeptierten operationalen Interpretation des Vorsorgeprinzips.

Die vom Beirat vertretene Position eines gemäßigten Anthropozentrismus spricht jedoch dafür, daß eine grundsätzlicher Erhaltung jeder Art geboten ist, es sei denn, daß mit dieser Erhaltung erhebliche gesellschaftliche Nachteile verbunden sind (Kap. H). Dies ist eine Grundentscheidung des Beirats, die höchstens bei extrem hohen Erhaltungskosten aufgegeben werden darf.

Die Frage, wo und wie eine so skizzierte Schutzaufgabe erfüllt werden soll, ist mit dieser Festlegung nicht eindeutig beantwortet. Eine global flächendeckende Übersicht über das naturräumliche Potential der Biosphäre gibt es noch nicht, und einzelne Maßnahmen greifen regional unterschiedlich. Der Schutz bestimmter Komponenten der Biosphäre ist in räumlicher und zeitlicher Hinsicht mit divergierenden Kosten und Wohlstandseffekten verbunden. Auch die Erfolgsbedingungen einer Schutzpolitik unterscheiden sich je nach Ort, Situation und Zeitpunkt. Ein raumplanender Umweltschutz setzt z. B. gut arbeitende Planungsbehörden mit Durchsetzungskraft voraus, welche von der Verteilung der Eigentumsrechte an natürlichen Ressourcen und den siedlungsstrukturellen Ausgangsbedingungen abhängt. Eine globale Biosphärenpolitik ist somit durch regionale Besonderheiten gekennzeichnet, die die Konzipierung einheitlicher Strategien im Sinn eines homogenen Akteursrahmens oder eines global gültigen Instrumentenarrangements erschweren. Eine globale Biosphärenpolitik ist daher nicht nur durch die beschriebenen Informationsdefizite, sondern auch durch Defizite in der Governancekapazität geprägt. Deshalb ist bei der Organisation von Suchprozessen nach naturwissenschaftlichen Zusammenhängen, aber auch nach differenzierten Umsetzungswegen institutionelle Vielfalt geboten.

I 2.1.2
Räumliche und zeitliche Verteilungsprobleme

Zu den Wissensdefiziten treten erschwerend Konflikte, die man vordergründig als Verteilungskonflikte bezeichnen kann, obwohl es sich vielfach um eine räumliche bzw. zeitliche Verletzung des Äquivalenzprinzips handelt. Im Grunde geht es um die räumliche und zeitliche Verteilung der Nutzen sowie der Anpassungs- bzw. Opportunitätskosten einer praktizierten oder unterlassenen Politik der Bewahrung biologischer Vielfalt. Fallen diese Nutzen und Kosten räumlich und zeitlich zusammen, ist davon auszugehen, daß die Nutznießer aus Eigeninteresse heraus bereit sind, die Kosten zu tragen und damit eine zielorientierte Biosphärenpolitik zu betreiben. Je weiter diese Vorteile und „Nachteile“ jedoch zeitlich und räumlich auseinanderklaffen, desto eher unterbleibt ein Biosphärenschutz.

Räumlich gesehen fällt dieser Konflikt vielfach mit dem klassischen Nord-Süd-Konflikt zusammen, da

– die Staaten des „Nordens“ der Erdkugel vor allem den Nutzen und jene des „Südens“ primär die Kosten bestimmter Entwicklungsprozesse und Politikfestlegungen zu tragen haben bzw.
– angesichts divergierenden Entwicklungsstands die Interessen dieser Ländergruppen auseinanderfallen müssen (Shiva, 1995; Suplie, 1996; Biermann, 1998).

Länder mit hohem Entwicklungsstand haben nicht nur aus ökonomischen Gründen (inkl. protektionistischer Intentionen) ein wachsendes Interesse an der Erhaltung eines zumeist in Entwicklungsländern anzutreffenden Genpools, sondern tendieren auch – sei es aus Gründen eines die Umweltsensibilität fördernden hohen Entwicklungsstands, aufgrund einer spezifischen Bildungspolitik oder eines höheren „Wissensstands“ – zu einer Höhergewichtung des Naturschutzes. Entwicklungsländer fürchten demgegenüber einen ökologischen Imperialismus der Industriestaaten, der sie zur unentgeltlichen Nichtnutzung natürlicher Entwicklungspotentiale (etwa Nichtnutzung biodiversitätsreicher Tropenwälder) verpflichten möchte und ihnen damit Entwicklungsperspektiven versperrt.

Hieraus ergeben sich bereits wichtige Schlußfolgerungen. Es muß den „Kostenträgern“ deutlich gemacht werden, daß Biosphärenschutz auch für sie mit Wohlfahrtsgewinnen verbunden ist. Gleichzeitig müssen Wege gefunden werden, die Nutznießer eines regionalen Biosphärenschutzes auch an den Kosten zu beteiligen. Vor allem muß der Eindruck verhindert werden, Biosphärenschutz sei stets mit Verzicht auf Nutzung bestimmter Entwicklungsspielräume verbunden. Dies kann in Einzelfällen durchaus der Fall sein, mehrheitlich besteht jedoch die Chance, Schutz durch angepaßte Nutzung zu gewährleisten. Dies ist ein entscheidender Grund dafür, daß der Beirat dem Motivierungsansatz große Bedeutung zumißt und hierbei vor allem solche Maßnahmen betont, die die wirtschaftlichen Vorteile eines Biosphärenschutzes erkennen lassen, was auch kooperatives Handeln begünstigt (Kap. I 3.3). Des weiteren liegt es nahe, Biosphärenschutz über die Verwirklichung des räumlichen Äquivalenzprinzips zu realisieren. Dazu sind Verhandlungen und Ausgleichsmechanismen auf der gemeinsamen Ebene von Nutznießern und Kostenträgern des Biosphärenschutzes notwendig. Es muß also nicht immer auf der globalen Ebene gehandelt werden, Nationen- oder Regionalverbünde können ebenfalls interessante Ansatzpunkte sein.

Schwieriger sind zeitliche Verteilungskonflikte zu bewältigen. Sie ergeben sich aus der entwicklungsabhängigen Unterschätzung künftiger Nutzen bei Bewahrung der Biodiversität, d. h. aus einer Kurzfristorientierung von Nationen und wirtschaftlichen Akteuren. Nationen, die um das Überleben kämpfen und durch hohe Ökoka-

pitalbestände, aber geringe Realkapitalvorräte gekennzeichnet sind, werden in der Regel ihren Kurzfristinteressen folgen, was zur überdurchschnittlichen Nutzung des Ökokapitals und damit zwangsläufig zu einer Untergewichtung des Nachhaltigkeitspostulats führt. Wie der Beirat bereits betonte (WBGU, 1993, 1994), gehen darum bei vielen Entwicklungsländern wirtschaftliche Entwicklung und die Entwicklung eines Gefühls für Langfristverantwortung Hand in Hand. Unter Langfristverantwortung wird hierbei eine mentale Bereitschaft privater und öffentlicher Entscheidungsträger verstanden, bei der Abwägung von Chancen und Optionen die eigene Zukunft sowie die der nachfolgenden Generationen angemessen einzubeziehen (Wink, 1998).

Auf der individuellen Ebene können ähnliche Probleme auftreten. So verlangt der Naturschutz oder die am Nachhaltigkeitsprinzip orientierte Nutzung regenerierbarer Ressourcen häufig den weitgehenden Verzicht auf Gegenwartsnutzung. Dies impliziert, daß z. B. angesichts der langen Wuchszeiten eines Baums die Früchte einer solchen nachhaltigen Nutzung erst von späteren Generationen geerntet werden können und den gegenwärtigen Eigentümern somit Opportunitätskosten (Kosten durch Entgang einer alternativen Nutzung) entstehen. Die Lösung dieses Problems kann über eine freiwillige Selbstverpflichtung (intrinsische Motivation) der Besitzer oder den Steuerungsweg (Verbote und Gebote) erfolgen, was aber in der Regel einen hohen Kontrollaufwand (Einhaltung der dokumentierten Selbstverpflichtung bzw. der vorgegebenen Regeln) voraussetzt. Denkbar ist aber auch, daß die Besitzer für ihren heutigen Nutzungsverzicht honoriert werden, wobei die Nutznießer sog. „Verpflichtungsscheine“ erwerben, deren Verkaufserlöse den Besitzern zugute kommen. Diese spezifische Form der Motivierung von Eigentümern wichtiger natürlicher Ressourcen durch ökonomische Anreize würde auch Spielräume für eine Club- oder Mäzenlösung eröffnen.

I 2.1.3
Koordinationsprobleme

Das dritte Problem betrifft die Koordination. Aufgrund des räumlichen und zeitlichen Auseinanderfallens von Nutznießern und Kostenträgern sowie der Autonomie und Interessenvielfalt der beteiligten Staaten bzw. der privaten und öffentlichen Entscheidungsträger verlangt eine globale Biodiversitätspolitik Verhandlungen. Verhandelt werden muß über die Ausweisung unter globalen Überlegungen zu schützender Gebiete, die Zuteilung der Zugangs- und Nutzungsrechte an diesem Ökokapital sowie über eventuelle Kompensationsleistungen für die Länder, die die Opportunitätskosten einer Bewahrungspolitik zu tragen haben (Becker-Soest, 1998a, b). Die Lösung dieses Koordinationsproblems ist keineswegs gesichert, und selbst dort, wo Vereinbarungen getroffen wurden, bestehen immer noch gravierende Umsetzungs- und Kontrollprobleme.

Der Schutz bestimmter Umweltgüter stellt ein öffentliches Gut dar, weil die globale Gesellschaft oder zumindest viele Nationen von den Vorteilen einer Verhinderung des Artenverlusts nicht ausgeschlossen werden können. Die Kosten einer solchen Schutzpolitik fallen zumeist national oder regional, die Vorteile aber transregional oder -national bzw. intertemporal an. Dies führt dazu, daß sich „Trittbrettfahren“ rechnet und das Schutzniveau geringer ausfällt als ökonomisch geboten. Man kann dieses Problem auch als klassisches Gefangenen-Dilemma-Spiel interpretieren, bei der sich die Neigung, keine Schutzpolitik zu betreiben, als dominante Strategie herausstellt, was sich jedoch kollektiv als fatal erweisen kann. Insofern besteht die Aufgabe darin, kooperatives Verhalten zu induzieren und nach Mechanismen zu suchen, die zu einer freiwilligen Kooperation führen. Da keine übergeordnete Sanktionsgewalt besteht, die nichtkooperatives Verhalten „bestraft“, kommt hier dem Motivierungsansatz besondere Bedeutung zu.

Biosphärenschutz ist angesichts der Komplexität des Schutzanliegens *gegen* die Interessen der Betroffenen – das können Regierungen, aber auch Private sein, welche die Kosten der Biosphärenpolitik zu tragen haben – kaum oder nur schwer durchzusetzen. Dies ist bereits ein Problem der notwendigen Kontrolle zur Überprüfung der meisten Maßnahmen. So zeigen Analysen zu den gegenwärtig bestehenden ca. 120 internationalen Umweltvereinbarungen, daß effektive Regelungen primär nur dort zustande gekommen sind, wo relative Interessenhomogenität vorherrschte (Haas et al., 1993; Knill, 1998). Aber gerade bei einer Biosphärenpolitik muß nicht nur von einem sehr heterogenen Leitbild, sondern in der Regel auch von einer großen Interessenheterogenität ausgegangen werden, was vor allem die Verfolgung eines Steuerungsansatzes in diesem Politikbereich erschwert. Aufgrund von Legitimations- und Vollzugserfordernissen wird zumindest eine Kombination staatlicher und privater Regeln benötigt, um die Mitwirkungsbereitschaft der verschiedenen Akteure sicherzustellen. Über Ansätze der zivilrechtlichen Haftung, der Regulierung des Handels oder auch z. B. der Ausgestaltung des Handels mit Patentrechten an Genen hinaus muß auch eine „Motivierung“ der Akteure erfolgen. Diese Erkenntnis hat den Beirat bewogen, auch den Motivierungsansatz (Kap. I 2.4) und den Lern- und Bildungsansatz (Kap. I 2.5) zu betonen.

Zur Konkretisierung und Umsetzung einer Biosphärenpolitik bieten sich demnach vier Ansätze an, die nicht isoliert nebeneinander stehen, sondern zu verknüpfen sind:

- Ein *Steuerungsansatz* , der vor allem dort greift, wo Vereinbarungen von allen Akteuren geteilt werden und wo deren Umsetzung einfach zu handhaben und zu kontrollieren ist (Kap. I 2.2),

- ein Ansatz zum Aufbau *planender und umsetzender Governancekapazität*, wobei neben der globalen Ebene vor allem auch die Governancekapazität von Nationen- und Regionalverbünden im Vordergrund stehen muß (Kap. I 2.3),
- ein *Motivierungsansatz*, der kooperatives Handeln ermöglicht, vor allem nichtstaatliche Aktivitäten stärkt und eine Mitwirkungsbereitschaft privater Akteure erreicht (Kap. I 2.4),
- ein *Lern- und Bildungsansatz,* der die Akteure intrinsisch motiviert, die mit den Maßnahmen verbundenen Verhaltensregeln aus innerer Einsicht und nicht aus einem Zwang heraus einzuhalten (Kap. I 2.5).

I 2.1.4
Ansatzpunkte einer globalen Biosphärenpolitik

Auf der Basis der oben skizzierten Probleme lassen sich die wichtigsten Ansatzpunkte für eine globale Biosphärenpolitik beschreiben.

Überwindung der Kollektivguteigenschaft der Biosphäre

Zunächst ist festzuhalten, daß angesichts der ökonomisch-ethischen Argumentation, die vom Beirat in der Biosphärenpolitik vertreten wird, und aus Gründen der aufgezeigten Wissensdefizite sowie der Kollektivguteigenschaft der Natur (auch ohne zu zahlen kommt man in den Genuß des Gutes) davon auszugehen ist, daß reine Marktlösungen nicht ausreichen werden, um zu einer angemessenen Erhaltung und nachhaltiger Nutzung der Biosphäre zu kommen. Zwar ist zu vermuten, daß eine individuelle Zahlungsbereitschaft existiert, die auch genutzt werden muß. Nur wird sie sich aufgrund der Kollektivguteigenschaft nur bedingt im Verhalten niederschlagen. Die Berücksichtigung ethischer Werte (z. B. Existenzwert) führt auch dazu, daß beim Naturschutzanliegen Wertelemente ins Spiel kommen, die nicht mit Überlegungen einer Mobilisierung von Zahlungsbereitschaft vereinbar sind. Dies verbindet sich mit der These, daß der Wert der Natur „an sich" nur unzureichend in Geldwerteinheiten ausgedrückt werden kann (Hampicke, 1991). Darum bereitet auch eine Verrechnung des Nutzens von Naturerhalt mit den Naturschutzkosten große Schwierigkeiten. Die Bestimmung des Mindestnaturschutzniveaus bleibt letztlich eine politische Entscheidung.

Das bedeutet aber auch, daß politische Entscheidungen im Bereich der Biosphärenpolitik notwendigerweise den Interessen einzelner Nationen, Regionen oder Individuen entgegenlaufen und darum von ihnen als „fremd" bzw. aufgezwungen empfunden werden müssen (Akzeptanzproblem). Insofern ist hier häufiger mit Interessenkonflikten zu rechnen als in anderen Feldern der Umweltpolitik. Gebote und Verbote (Steuerungsansatz) sowie der Aufbau von internationaler Governancekapazität sind zwar grundsätzlich mögliche Umsetzungswege, sie verlangen aber Durchsetzungskraft und Kontrolle. Beides ist selbst in hochentwickelten Demokratien nicht immer gewährleistet und führt zu Vollzugsdefiziten und Umgehungshandlungen (z. B. Schwarzmärkte für bedrohte Arten). Steuerung sowie Aufbau und die Weiterentwicklung von Governancekapazität sind nach Ansicht des Beirats wichtige Instrumente der Umsetzung, ohne eine zusätzliche Motivierung der Akteure durch Kooperation, Vermittlung von Einsichten und ökonomische Anreize bleibt die Erfolgsaussicht der Argumente aber gering.

Weckung des ökonomischen Interesses an der biologischen Vielfalt

Im allgemeinen wird nach Verfahren zur Bewahrung der biologischen Vielfalt in der Regel erst dann geforscht, wenn sich hiermit eine langfristige Ertragsquelle erschließt. Insofern muß ein ökonomisches Interesse an den biologischen Ressourcen geweckt werden. Dies setzt zumeist die Zuweisung von Eigentumsrechten sowie das Recht auf gewinnbringende Vermarktung voraus. So wurden die naturwissenschaftlichen Erkenntnisse der Waldforschung in den Industrienationen in starkem Maß von der Forstwirtschaft selbst vorangetrieben. Aus dieser Erkenntnis widmet der Beirat dem Thema „-Schutz durch ökonomische Nutzung" besondere Aufmerksamkeit: Biosphärenpolitik, die den ökonomischen Interessen entgegenläuft, besitzt kaum Durchsetzungschancen. Bei expandierender Bevölkerung und einer aktiven Politik zur Überwindung der Armut wird eine angemessene Nutzungsstrategie mit größter Wahrscheinlichkeit effizienter das Ziel eines Biosphärenschutzes erreichen als eine Freihaltungsstrategie (Freihaltung von Räumen vor anthropogener Nutzung), deren Einhaltung (Umsetzungs- und Kontrolldefizite) in vielen Entwicklungsländern ohnehin nicht gewährleistet werden kann.

Überwindung des Nord-Süd-Konflikts und ordnungspolitische Entscheidungen

Die Ableitung des anzustrebenden Mindestschutzniveaus ist eine politische Entscheidung, die auf internationaler Ebene eine Einigung zwischen autonom handelnden Staaten voraussetzt. Wie schwer dies zu erreichen ist, zeigen die bisherigen internationalen Verhandlungen in diesem Politikfeld. Blockaden einzelner Staaten oder Akteure zu verhindern, ist eines der größten Probleme einer globalen Biosphärenpolitik. Insofern ist es wichtig, daß institutionelle Regeln oder Arrangements gefunden werden, die der Überwindung der vorhandenen Interessengegensätze und Verteilungskonflikte dienen. Fragt man nach den spezifischen Interessen im Nord-Süd-Konflikt, so ergibt sich für die südlichen Länder mit hoher biologischer Vielfalt häufig folgende Situation: Es herrscht ein Nebeneinander von Subsistenzlandwirtschaft und zumeist politisch geförderten Groß-

grundbesitzern vor, die vielfach ein kurzfristorientiertes Interesse an einer gewinnbringenden Nutzung bzw. Umwandlung naturnaher Flächen haben. Dies ist teilweise Folge instabiler politischer Rahmenbedingungen sowie inflationärer Prozesse. Sie reizen zur kurzfristigen Ausschöpfung von Gewinnpotentialen. Hinzu tritt in der Regel ein nationales Prestigedenken, das sich gegen internationale Bevormundung oder die sog. „Interessen multinationaler Konzerne“, die in stärkerem Maß als die heimischen Großunternehmen der öffentlichen Kontrolle in den Industriestaaten ausgesetzt sind, wendet. Dies führt häufig zu einer unter Umweltaspekten problematischen Identifizierung der Politikinteressen mit den Interessen der heimischen, vielfach staatlichen Großindustrie bzw. mit den Präferenzen der Großgrundbesitzer. In Verbindung mit politischer Verfilzung und Vetternwirtschaft kommt es dann zu einer Übernutzung der biologischen Ressourcen, die manchmal nicht vom vorhandenen Umweltrecht gedeckt wird. Bildungsdefizite erschweren gleichzeitig eine öffentliche Kontrolle, zentrale Informationen werden sogar häufig unterdrückt. Bei internationalen Verhandlungen kommt es darum in der Regel zu einer Verhärtung der Interessenpositionen und zu partiellen Koalitionsbildungen zwischen den Ländern mit ähnlichen Interessen. Aber auch Länder, die Biodiversität nachfragen, sind durch spezifische Interessen geprägt, die nicht immer der Erhaltung der biologischen Vielfalt dienen. Nicht nur, daß sie zur Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit ihrer Unternehmen den Zugang zu biologischen Ressourcen fordern, vielmehr bietet der Vorwurf eines sog. „Ökodumpings“ auch willkommene Gelegenheit zur Durchsetzung protektionistischer Ziele, vor allem im Bereich der Landwirtschaft. Dies verschärft die internationalen Interessenkonflikte, da hierdurch Agrarexporte die Entwicklungsländer blockiert werden.

Das Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES) erweist sich angesichts dieser Interessenstruktur als nicht hinreichend effektiv (Kap. D 3.1). Die Biodiversitätskonvention zielt demgegenüber auf eine Stärkung der privaten Initiative durch Förderung des internationalen Handels mit Verfügungs- und Nutzungsrechten an biologischen Ressourcen. Politikversagen bei der Ausweisung von Schutzgebieten, die der Machtstabilisierung dienende Zuweisung von Eigentums- und Nutzungsrechten, die unzureichende Umsetzung vorhandener umweltrechtlicher Vorschriften, mangelnde Kontrolle sowie die einseitige Ausrichtung an den Zielen spezifischer Interessengruppen lassen diese durchaus positiven Anreize der CBD jedoch nur unzureichend zur Geltung kommen (Becker-Soest, 1998b).

Unter diesen Bedingungen müssen darum alle Anstrengungen unternommen werden, die Bildungs- und Qualifikationsstrukturen in den Ursprungsländern (und das sind meist Entwicklungsländer) zu verbessern und dort eine originäre Forschungslandschaft, die sich auf die eigenen biologischen Ressourcen konzentriert, aufzubauen. Vor allem muß es für die Ursprungsländer biologischer Vielfalt rentabel werden, ihr Wissen über Gefährdung und Bewertung biologischer Vielfalt auszuweiten und auch ökonomisch umzusetzen. Dies verlangt eine Übertragung exklusiver Eigentumsrechte an biologischen Ressourcen und naturnaher Flächen auf individueller und zumindest lokaler Ebene mit der Zulassung des Erwerbs und der Weiterveräußerung. Unterstützt werden muß dieses durch eine internationale Angleichung und Akzeptanz von Haftungs-, Patentschutz- und Vertragsregeln (Becker-Soest, 1998a, b).

Mobilisierung von Zahlungsbereitschaft und Selbstverpflichtung wichtiger Akteure

Eine Möglichkeit, die ökonomische Bedeutung des Erhalts der biologischer Vielfalt weiter zu stärken, besteht darin, in den Industriestaaten das Interesse der naturschutzbewußten Nachfrager zu wecken und über die inzwischen mächtig gewordenen Einkaufsketten auf die Angebotsländer einzuwirken. Gelänge es, diese Handelseinrichtungen im Rahmen von Selbstverpflichtungen zur stärkeren Prüfung der Nutzungsbedingungen biologischer Ressourcen zu veranlassen, würden in den Angebotsländern ökonomische Anpassungsreaktionen ausgelöst, die der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung dienen könnten. Dies setzt jedoch eine entsprechende Kennzeichnung der Produkte (Labelingsstrategien) voraus, wobei im Gegensatz zur Darstellung von Merkmalen, die über den Gebrauchsnutzen informieren, nun Merkmale hervorgehoben werden müßten, die über Produktionsmethoden unterrichten. So würde die Zahlungsbereitschaft der Endnachfrager in Verbindung mit einer Informationspolitik des Handels bzw. seiner Zulieferer zu einem wichtigen ökonomischen Umsetzungshebel zur Erhaltung biologischer Vielfalt in den Entwicklungsländern.

Nutzung globaler Vernetzungstendenzen

Internationale Vereinbarungen über konkrete Schutzmaßnahmen zugunsten der Biodiversität sind angesichts der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen erst in langwierigen Verhandlungsrunden zu erreichen. Demgegenüber bietet die Einbindung nationaler Bewahrungsstrategien in weltweite Vermarktungsaktionen, beispielsweise durch multinationale Nahrungsmittel-, Touristik- oder Pharmazieunternehmen, die Möglichkeit, die direkte wirtschaftliche Bedeutung biologischer Ressourcen zu verdeutlichen und die Anreize zum Beitritt zu erhöhen (Suchanek, 1998; Klemmer und Wink, 1998). Der Wettbewerbsdruck bzw. die Aussicht auf Wettbewerbsvorteile lösen zudem Anreize aus, neue Wege zur Umsetzung von Schutz- und Nutzungskonzepten für Biodiversität zu entwickeln und so Konflikte zwischen sozialer Absicherung, wirtschaftlichem Erfolg und Bewahrung der Biodiversität zu überwinden.

Der internationale Vollzug von Umweltschutzvereinbarungen stellt weiterhin ein nur unbefriedigend gelö-

stes Problem dar. Er hängt in hohem Maß von den nationalen Anreizen zum Umweltschutz ab. Gerade im Bereich der weltweiten Biodiversität fallen diese Anreize in den Entwicklungsländern gering aus, da sich die Vorteile zumeist auf westliche Anwenderländer konzentrieren, während die Lasten vor Ort zu tragen sind. Bei funktionsfähigen Labelingstrategien liegt es im Interesse der Produzenten, die Einhaltung von Standards nachzuweisen (Gerecke, 1998). Gerade multinationale Unternehmen sehen sich in diesem Zusammenhang durch den Druck der Medienöffentlichkeit dazu gezwungen, die Risiken und Konsequenzen ihrer Produktionsverfahren für Umwelt- und Sozialstandards offenzulegen. Das Eigeninteresse der Produzenten tritt daher an die Stelle staatlicher Kontrolle. Betrug läßt sich damit schneller aufdecken.

Die Forderung nach einer weltweiten Angleichung ökologischer Standards ignoriert zumeist die unterschiedliche räumliche Dimension von Umweltbelastungen. Ein sog. „Ökodumping" liegt dann nicht vor, wenn die Belastungen ausschließlich auf das regulierende Land beschränkt sind, da in diesen Fällen die autonome Entscheidung zwischen Nutzungs- und Schutzniveau in diesem Land zu akzeptieren ist. Niemand kann sich anmaßen, die Bürger dort zu „bevormunden" (Karl und Ranné, 1997; Bender, 1998). Auch bei den weltweiten Umweltveränderungen sind die Interessen an einer Erhaltung der biologischen Vielfalt in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich. Die Einführung homogener Standards läuft Gefahr, pauschale Lösungen zu entwikkeln, die keinem Beteiligten die Chance läßt, den eigenen Präferenzen Ausdruck zu verleihen. Demgegenüber ermöglicht ein Wettbewerb der unterschiedlichen Standards eine Abstufung unterschiedlicher Schutzniveaus, die sich als Reaktion auf marktgebildete Preise – und damit dem erklärten Käufer(Bürger-)willen – ergeben. Voraussetzung dafür ist natürlich, daß die Nutzungsformen die wirklichen Präferenzen der Bevölkerung widerspiegeln und nicht diejenigen einer kleinen Oberschicht.

In den folgenden Unterkapiteln werden die Instrumente und Strategien beschrieben, die im Rahmen der hier skizzierten integrierten Biosphärenpolitik eine wichtige Rolle spielen. Kap. I 2.2 beschreibt die rechtlichen Steuerungsansätze, wie sie in internationalen Vereinbarungen zum Ausdruck kommen. Kap. I 2.3 widmet sich den Kooperationslösungen, die von Regierungen und von privaten Akteuren angestrebt werden können. Die Motivationsansätze, vor allem in Verbindung mit ökonomischen Anreizen, stehen im Mittelpunkt des Kap. I 2.4, bevor in Kap. I 2.5 die Möglichkeiten zu Umweltbildung und -information dargestellt und analysiert werden.

I 2.2 Völkerrechtliche Ansätze

I 2.2.1 Steuerungsinstrumente im nationalen Recht

Das nationale Umweltrecht kennt verschiedene Steuerungsinstrumente, um erwünschtes umweltfreundliches Verhalten zu erreichen: Produktverbote (für Herstellung und Gebrauch), technische Standards, direkte und indirekte Steuern und Abgaben, handelbare Zertifikate (z. B. in den USA), Subventionierung usw. Eine weithin anerkannte Einteilung unterscheidet zwischen direkter und indirekter Steuerung, ergänzt durch informelles Verwaltungshandeln, insbesondere Selbstbeschränkungsabsprachen (Schuppert, 1998). Direkte Verhaltenssteuerung ist dadurch gekennzeichnet, daß sie dem Adressaten ein bestimmtes Verhalten vorgibt und dessen Erfüllung notfalls mit Zwangsmitteln durchsetzt. Indirekte Verhaltenssteuerung versucht hingegen, über gewollte selektive Gewinn- und Verlusteffekte auf die Motivation des Adressaten Einfluß zu nehmen. Ein Verhalten, das dem Steuerungsanliegen zuwiderläuft, ist zwar unerwünscht, bleibt aber rechtmäßig. Das informelle Verwaltungshandeln in Form normvertretender Absprachen findet sich vor allem in Selbstbeschränkungsvereinbarungen mit der Industrie. Hier erklärt sich die Industrie – rechtlich unverbindlich – zu einem bestimmten Verhalten bereit, während die Verwaltung oder der Gesetzgeber auf ein formelles Tätigwerden verzichtet (staatlich gelenkte Kooperation; Kloepfer, 1998).

I 2.2.2 Direkte Verhaltensregelung als Steuerungsinstrument im internationalen Recht

I 2.2.2.1 Das Fehlen von Vollzugsorganen im internationalen Umweltrecht

Das typische Charakteristikum direkter Verhaltenssteuerung, die Vollzugsgarantie durch eine hoheitliche Instanz gegenüber dem Adressaten, läßt diesem Instrument auf internationaler Ebene nur wenig Anwendungsspielraum: Allenfalls der UN-Sicherheitsrat kann unter bestimmten Voraussetzungen (zur Wahrung des internationalen Friedens und der Sicherheit, Art. 1 UN-Charta in Verbindung mit Art. 39 und Kap. VII UN-Charta) völkerrechtlich verbindliche Entscheidungen treffen und gegebenenfalls Durchsetzungsmechanismen einsetzen. Zu der Frage, ob die bisherigen Kompetenztitel ausreichen, um den UN-Sicherheitsrat auch bei der Bewältigung ökologischer Krisen einzuschalten, hat der

Beirat bereits Stellung genommen (WBGU, 1999a). Es wurde bisweilen vorgeschlagen, die Kompetenzgrundlage dieser Maßnahmen zu erweitern und auf umweltbezogene Sicherheitsfragen auszudehnen (Bilderbeek, 1992). Bei dieser Diskussion sollte man sich allerdings die Struktur des Sicherheitsrates vergegenwärtigen, der den 5 ständigen Mitgliedern durch ihr Vetorecht eine bevorzugte, letztlich sanktionsbefreite Stellung einräumt. Aus Sicht des Beirats ist es zweifelhaft, ob sich ein internationales Umweltregime auf diese Basis stützen sollte.

I 2.2.2.2
Das Fehlen von zentralen Entscheidungsinstanzen im internationalen Umweltrecht

Eine andere Frage ist, ob und inwieweit im Rahmen des internationalen Umweltschutzes neue zentrale Entscheidungsinstanzen geschaffen werden sollten. In der Haager Erklärung vom 11. März 1989 zeigen sich erste Ansätze in diese Richtung (Beyerlin und Marauhn, 1997), und im Vorfeld des Rio-Gipfels gab es konkrete Forderungen, ein Umweltgesetzgebungsorgan, einen Umweltsicherheitsrat und einen Umweltgerichtshof der UN einzurichten (Bilderbeek, 1992). Realisiert haben sich diese Vorstellungen nicht. Nach wie vor scheuen sich also Vertragsstaaten, einer von ihnen zwar selbst geschaffenen, danach aber verselbständigten Institution Entscheidungsbefugnisse anzuvertrauen und damit das weitere Vertragsgeschehen gewissermaßen aus der Hand zu geben (Beyerlin und Marauhn, 1997). Grundsätzlich setzt im Umweltvölkerrecht neben dem Abschluß auch die Änderung oder Erweiterung eines Vertrags das Einvernehmen aller Staaten voraus. Ausnahme zu diesem „souveränitätsfreundlichen“ Verfahren ist das Montrealer Protokoll, dessen Normen bei ausbleibendem Konsens schon mit 2/3 Mehrheit, gleichwohl aber mit rechtlicher Bindungswirkung *für alle Parteien* angepaßt werden können (Art. 2 Abs. 9 c-d; Beyerlin und Marauhn, 1997; Palmer, 1992). Einem Vertragsstaat kann insoweit eine völkerrechtliche Verpflichtung *gegen seinen Willen* auferlegt werden. Obgleich die CBD in Art. 29 Abs. 3 ebenfalls ein erleichtertes Vertragsänderungsverfahren besitzt, bedarf dort eine Änderung, die nicht einstimmig beschlossen wurde, der Ratifikation der Vertragsstaaten, um völkerrechtlich wirksam werden zu können.

I 2.2.2.3
Direkte Verhaltenssteuerung als Umsetzungsvorgabe in völkerrechtlichen Verträgen

Die nationalen Steuerungsinstrumente sind auch für Vereinbarungen auf internationaler Ebene bedeutsam. Denn da nur wenige Vorschriften in umweltvölkerrechtlichen Abkommen *self-executing norms* darstellen , die unmittelbar anwendbar sind (nachdem sie Teil der staatlichen Rechtsordnung wurden), ist es ihre Aufgabe, internationale Vereinbarungen wirksam in nationales Recht umzusetzen. Oft geht bereits unmittelbar aus den internationalen Vereinbarungen hervor, welches Instrument bei der nationalen Umsetzung zur Anwendung kommen soll: Häufig läßt sich das Regelungsziel nur durch Normen direkter Verhaltenssteuerung verwirklichen.

Es gibt ausnahmsweise Übereinkommen, in denen sich umweltvölkerrechtliche Verbote staatlichen Handelns finden, Normadressat mithin der Staat bleibt (z. B. Abkommen zur Beschränkung von Atomwaffenversuchen). Oft unterliegen Staaten umweltrechtlichen Geboten zu bestimmten Handlungen, die typischerweise nur von staatlichen Organen vorgenommen werden. Darunter fällt zum Beispiel die Pflicht zur Zusammenarbeit in Umweltfragen, die Pflicht der Staaten zum Informationsaustausch nach Art. 19 IV CBD oder die Verpflichtung, auf dem Staatsgebiet Naturschutzzonen einzurichten.

Völkerrechtliche Normen beziehen sich in der Regel letztendlich jedoch auf umweltrelevante Tätigkeiten nichtstaatlicher Einheiten, seien es private Unternehmen oder Haushalte. Diese Tätigkeiten haben die Staaten präventiv zu genehmigen oder repressiv zu überwachen. Regelungen in Form eines vollständigen Verbots sollen dafür Sorge tragen, daß Meeresverschmutzungen durch radioaktiven Abfall (Art. 25 der Konvention über die Hohe See) oder Umweltschäden durch Bohrungen im Kontinentalshelf (Art. 5 VII der Konvention über den Festlandssockel) unterbleiben. Ebenso sind Staaten nicht nur verpflichtet, Naturschutzzonen einzurichten, sondern auch darauf zu achten, daß auf diesem Gebiet gewisse Handlungen eingeschränkt oder untersagt werden. Zu den ältesten Instrumenten im internationalen Umweltrecht gehören die nationalen Fangquoten, die Staaten verpflichten, gewisse Ressourcen nur in bestimmten Mengen auszubeuten. Bei der Beschränkung des internationalen Handels mit geschützten Arten im Rahmen von CITES müssen Staaten über strafbewehrte Durchsetzungsmaßnahmen dafür Sorge tragen, daß der Handel nach und von ihrem Staatsgebiet unterbleibt.

I 2.2.2.4
Mechanismen zur Gewährleistung der Vertragserfüllung

Inwieweit völkerrechtliche Verpflichtungen tatsächlich umgesetzt werden, liegt in der Hand der unterzeichnenden Staaten. Der Versuch, diese Staaten tatsächlich zu einer Erfüllung ihrer eingegangenen Verpflichtung zu bewegen, spielt sich auf zwei Ebenen ab. Auf einer ersten Ebene wird versucht, durch unterschiedliche Moni-

toringmaßnahmen den Grad der erfolgten Umsetzung festzustellen, auf einer folgenden, defizitäre Umsetzungen durch Sanktions- und Unterstützungsmaßnahmen abzubauen.

Monitoringmaßnahmen

Es gibt umweltvölkerrechtliche Vereinbarungen, in denen die Staaten verpflichtet sind, in regelmäßigen Abständen einen Bericht über den Fortschritt der Umsetzung an das zuständige Sekretariat zu schicken. Hier liegt es also in der Hand eines jeden Staats, auf entstehende Schwierigkeiten und vorhandene Defizite hinzuweisen.

Im Fall einer Inspektion kann das Sekretariat berechtigt sein, den Implementierungsprozeß zu überwachen und gegebenenfalls auch unangekündigte Kontrollen durchzuführen. Solche Maßnahmen konnten sich bisher in umweltrechtlichen Übereinkommen nur schwer durchsetzen, erlauben sie doch den Inspekteuren Kontrollen innerhalb der nationalen Hoheitsgewalt eines Staates.

Maßnahmen zur Erreichung von Vertragstreue

Haben Staaten ein völkerrechtliches Übereinkommen ratifiziert, besteht die Verpflichtung, die internationalen Vorschriften wirksam in nationales Recht umzusetzen. Das allgemeine Völkerrecht kennt verschiedene Möglichkeiten, auf Vertragsbrüche zu reagieren. Völkergewohnheitsrechtlich anerkannt sind die Maßnahmen der Retorsion und Repressalie. Hierunter sind Maßnahmen zu verstehen, die ein Staat gegenüber einem anderen Staat ergreift, um diesen Staat zur Beseitigung eines Zustandes zu zwingen. Oft wird hierfür eine Frist gesetzt. Während die Retorsion eine Maßnahme ist, die völkerrechtlich erlaubt ist (Abbruch diplomatischer Beziehungen), ist die Repressalie die Vergeltung eines Unrechts durch ein anderes, um den Staat zur Rückgängigmachung eines von ihm zu verantwortenden völkerrechtlichen Unrechts zu bewegen. Immer häufiger verfügen multilaterale Abkommen jedoch über speziellere – und damit vorrangige – Regelungsmechanismen, um Vertragstreue zu gewährleisten. Insbesondere im internationalen Handelsrecht sind Sanktionen ein wichtiges Instrument, um Vertragstreue zu erreichen; im Umweltrecht werden sie hingegen seltener verwendet (z. B. die Androhung von Handelssanktionen gegen China und Italien wegen Verletzung von CITES-Vorschriften). Im Bereich des Umweltrechts finden eher „weiche“ Sanktionsmaßnahmen Anwendung, die eigentlich den Entzug eingeräumter Privilegien darstellen (Wolfrum, 1999). So wird in der Welterbekonvention (WHC) und im Montrealer Protokoll bestimmten Staaten ein Sonderstatus eingeräumt, der ihnen Zuwendungen aus den angegliederten Fonds zukommen läßt. Bei einem Verstoß gegen bestimmte Vorschriften können diese Privilegien entzogen werden.

Ein weiteres Mittel zur Gewährleistung der Einhaltung international vereinbarter umweltrechtlicher Standards können Haftungsregime sein. Umweltschäden, die durch mangelnde Vertragstreue außerhalb des eigenen Territoriums entstehen, sind von dem schädigenden Staat zu tragen. Die Grenzen eines solchen Systems sind jedoch zweifach: Globale ökologische Schäden lassen sich nur schwer beziffern und selten einem konkreten Staat genau zuordnen. Angesichts dieser inhärenten Begrenzungen eines Haftungsregimes ist die Anwendbarkeit eines solchen Instruments über exakt zuzuordnende Fälle hinaus schwierig.

Grenzen von Sanktionsregeln

Ob Sanktionen die angemessene Antwort auf Vertragsverletzungen und ausbleibende -umsetzungen sind, hängt vor allem von den Ursachen ab, die zur Nichterfüllung führen. Fehlende Vertragstreue läßt sich in der Regel auf einen der folgenden Faktoren zurückführen (Bothe, 1996): mangelnden Willen, mangelnde Sorgfalt oder mangelnde Kapazitäten. Defizite in der Umsetzung können mithin zunächst darauf beruhen, daß der Staat die Unterzeichnung eines internationalen Abkommens außenpolitisch für notwendig hielt, eine wirksame Implementierung jedoch nie oder nur durch Alibivorschriften vornehmen wollte. Weiterhin kann ein Staat aus Nachlässigkeit unzutreffenderweise annehmen, eine internationale Verpflichtung durch bereits existierende Gesetze abzudecken. Schließlich kann ein Staat zwar Gesetze schaffen, die dem Gedanken des Übereinkommens Folge leisten, jedoch nicht in der Lage sein, diese Gesetze auch zu vollziehen.

Sanktionsmaßnahmen als Mechanismus zur Gewährleistung der Vertragserfüllung bieten sich allenfalls in den ersten beiden Fällen an, nicht jedoch, wenn der Umsetzungswille vorhanden ist, die Umsetzungsmöglichkeiten jedoch aufgrund fehlenden technischen Know-Hows oder aus wirtschaftlichen Gründen eingeschränkt sind. In modernen Umweltabkommen wird daher vermehrt auf indirekte Steuerung im Wege der Öffentlichkeitsarbeit, Motivation und Unterstützung zurückgegriffen. Beispiele hierfür sind technische Unterstützung, Ausbildungsprogramme und finanzielle Zuwendungen.

I 2.3 Ansätze für positive Regelungen

I 2.3.1 Negative versus positive internationale Regelungen

Die Forschung über internationale Regime in Deutschland unterscheidet zwischen sog. *negativen* und *positiven* internationalen Regelungen (Scharpf, 1996; Zürn 1997, 1998b). Negative Regelungen dienen dazu, neue Handlungszusammenhänge zwischen den Staaten im sozialen

und wirtschaftlichen Bereich über Grenzen hinweg zu schaffen, um protektionistischer Politik entgegenzuwirken, d. h. es werden gemeinsam Regeln aufgestellt, die bestimmte nationale Politikhandlungen einschränken oder untersagen.

Im Rahmen positiver Regelungen hingegen gestalten und formulieren die Staaten gemeinsam Politikinhalte und -programme, z. B. zum Schutz der Umwelt. Im Gegensatz zu den erwünschten Auswirkungen des Marktes bei negativen Regelungen geht es hier um die Umsetzung kollektiver Ziele, die über die Marktkräfte allein nicht zu erreichen sind. Bei der Entwicklung positiver Regelungen zum Schutz der globalen Biosphäre sollten die internationalen Akteure, wie Regierungen, NRO und multinationale Unternehmen, gemeinsam bestimmte Politikinhalte vereinbaren, nach denen sie umweltschädigende Handlungen so einschränken, daß die gesteckten Zielvorgaben des Schutzes, der nachhaltigen Nutzung und des Vorteilsausgleichs zur Erhaltung der globalen Biosphäre erreicht werden können.

In jüngeren Studien internationaler Umweltpolitik, die den Sachverhalt umfassender positiver Regelungen betonen, werden immer wieder 3 internationale Umweltregime als positive und effektive Beispiele angeführt (Zürn, 1997, 1998a, b): das „Saurer-Regen-Regime“, das die grenzüberschreitende Luftverschmutzung bekämpft; das „Ozonregime“, das zum Schutz der Ozonschicht geschaffen wurde; das „Öltankerregime“, das beabsichtigte Ölverschmutzungen der Ozeane reduzieren soll. Die Erforschung internationaler Umweltschutzkooperationen hat gezeigt, daß 4 Voraussetzungen förderlich sind, damit dauerhafte und effektive positive Regelungen entstehen können. Diese Bedingungen können als Muster dienen, um positive Regelungen zum Schutz der globalen Biosphäre zu erzielen.

I 2.3.2 Bedingungen positiver Regelungen und Anreize

Ein Konzept für erfolgreichen internationalen Umweltschutz haben Haas et al. (1993) als Resultat aus mehreren Fallstudien (Schutz der Ozonschicht, Saurer-Regen-Regime, Schutz der Nord- und Ostsee, Ölverschmutzung der Ozeane und internationaler Fischfang) näher entwickelt. Internationale Zusammenarbeit zum Schutz der globalen Biosphäre kann dann den Ansprüchen positiver Regelungen gerecht werden, wenn sie die institutionellen Merkmale eines sog. C-4-Designs aufweisen (Levy et al., 1993; Zürn, 1997, 1998a). Es wird dabei ein kooperationsförderliches Umfeld geschaffen, Regelverletzungen werden flexibel gehandhabt, schwächere Regierungen werden beim Ausbau ihrer Fähigkeiten unterstützt, um die gesteckten Ziele erreichen zu können, und bei Nachzüglern soll das Interesse für den internationalen Umweltschutz geweckt sowie die Position jener Staaten gestärkt werden, die die Regelungen unterstützen.

Kooperationsförderliches Umfeld (contractual environment)

Wenn Akteure internationale Umweltschutzkooperationen anstreben, können bereits bestehende internationale Regime das Umfeld insofern verbessern, daß sich dort z. B. Foren für Verhandlungen und Anknüpfungspunkte für bestimmte Regelungen anbieten. So werden die Verhandlungen zum internationalen Naturschutz sowie darüber hinausgehende Themen unter der Schirmherrschaft der UNEP geführt. Das bei der UNCED eingeführte Leitbild der nachhaltigen Entwicklung wird in dessen Sogwirkung auf das Problem der Erhaltung der biologischen Vielfalt übertragen und führt so zum Konzept Schutz durch Nutzung bzw. Schutz trotz Nutzung.

Durch gemeinsam vereinbarte Normen und Regeln schaffen die Akteure dabei übereinstimmende Verhaltenserwartungen, was positive Regelungen motiviert und bereits vorhandene stabilisiert. Durch Überwachungs- und Verifikationsdienste können Informationen über die Regeleinhaltung bereitgestellt werden, so daß die Verhaltenserwartungen verstärkt werden. Institutionen bilden zudem Foren, in denen Informationen ausgetauscht und Kommunikationsprozesse aufrechterhalten werden, wodurch die Transaktionskosten gesenkt werden. In Situationen, in denen aus spieltheoretischer Sicht normalerweise ein Dilemma in den Interessenkonstellation der Staaten zu erwarten ist, ist ein kooperationsförderliches institutionelles Umfeld von erheblicher Bedeutung.

Wenn Staaten Regeln verletzen, ergibt sich ein Problem in der Übereinstimmung der Verhaltenserwartungen. In solchen Fällen besitzen zuverlässige Informationen und reduzierte Transaktionskosten bei der Kommunikation besondere Relevanz. Würde das institutionelle Umfeld fehlen, käme es zu einer Eskalation. Ist das Umfeld hingegen durch eine institutionelle Absicherung transparent, kann es zu einem kommunikativen Prozeß kommen, in dem die Beteiligten sich über den Inhalt und die Einhaltung von Normen und Regeln verständigen. So findet beispielsweise der kontroverse Diskurs über den Ökosystemansatz (ecosystem approach), der als eine neue Umsetzungsstrategie für den umfassenden Schutzanspruch zu Artenvielfalt, Vielfalt der Ökosysteme und genetischer Variabilität verhandelt wird, im bereits bestehenden Umfeld der Biodiversitätskonvention statt (Kap. I 3).

Internationale Vereinbarungen und ihre institutionellen Umfelder, die Teilbereiche zum Schutz der globalen Biosphäre abdecken, sind zu verschiedenen Problembereichen und in unterschiedlichen Formen vorhanden (Kap. D 3.2 und I 3).

Flexible Handhabung der Regelkonformität (compliance management)

Da Sanktionen, formale Feststellung von Regelverletzungen und Gerichtsentscheidungen im Völkerrecht eher die Ausnahme sind, kommen vielmehr sog. „weiche“ Reaktionen wie Berichtsverfahren und Verhandlungen zum Tragen. Das Völkerrecht leidet am Mangel von Durchsetzungsinstanzen und ist weitestgehend auf „weiche“ Mechanismen angewiesen.

Wenn Akteure bei internationalen Umweltproblemen an einer gemeinsamen Problemlösung großes Interesse zeigen, ist es für die Kooperation nicht essentiell, Regelverletzungen zu überwachen. Zunächst vereinbaren die Akteure aus eigenem Interesse neue politische Maßnahmen, wie die Beispiele der Regime zum Schutz der Nordsee und der Ostsee demonstrieren, um Ziele, die für alle erstrebens- oder wünschenswert erscheinen, zu erreichen. Ihr Interesse, Regeln zu verletzen, ist unter diesen Umständen gering und damit reichen sog. „weiche“ Formen zur Verifikation. Solche weichen Maßnahmen sind beispielsweise die von den an der Biodiversitätskonvention beteiligten Staaten auf der COP vorzulegenden Nationalberichte. Zusätzlich sind hier und in anderen neueren umweltvölkerrechtlichen Verträgen zumeist verschiedene Arten von Streitbeilegungsmechanismen vorgesehen, z. B. Verhandlungen, Mediation oder Schiedsgerichtsverfahren. Gerichtsartige, verbindliche Streitbeilegungsmechanismen werden von Staaten allerdings nur selten ergriffen (Beyerlin und Marauhn, 1997). Aus diesem Grunde macht es Sinn, bei der Vereinbarung von Maßnahmen das Eigeninteresse jedes Partners an der Umsetzung der Vereinbarung zu wekken.

Bei dennoch vorkommenden Regelverletzungen kommt eine flexible Handhabung von Regelverletzungen in Betracht, die andere Formen zur Erreichung von Regeleinhaltung und Verhaltensanpassung sinnvoller macht. Erfolgversprechend ist z. B. eine Form des verständigungsorientierten Diskurses (Kasten I 2.3-1), in dem kommunikatives Handeln (WBGU, 1998a) im Mittelpunkt steht. Hierbei sollen die Möglichkeiten zur Regelverletzung von vornherein eingeschränkt werden, indem regelmäßig Raum und Gelegenheit gegeben wird, sowohl allgemeine als auch konkrete Probleme der Regeleinhaltung und der Verhaltensanpassung zu erörtern und sich darüber zu verständigen (Zürn, 1997) Die COP im Rahmen der Biodiversitätskonvention könnte ein solches Forum für einen verständigungsorientierten Diskurs darstellen. Eine weitere Strategie, Regelbefolgung zu erlangen, sind positive Anreize in Form von zusätzlicher Entwicklungshilfe oder Mitteln aus internationalen Fonds.

Der Beirat empfiehlt deshalb insgesamt eine flexible Handhabung von Regelverletzungen, indem den beteiligten Akteuren Raum und Gelegenheit in einem verständigungsorientierten Diskurs geboten wird, über die Probleme bei der Regeleinhaltung und bei der Verhaltensanpassung zu kommunizieren. Dazu geeignet sind regelmäßige Konferenzen. Die flexible Handhabung der Regelbefolgung sollte durch ein entsprechendes Monitoring unterstützt werden.

Ausbau nationaler Kapazitäten (capacity building)

Um globale Umweltprobleme lösen zu können, müssen in vielen Ländern – insbesondere in Entwicklungsländern und in den neuen osteuropäischen Demokratien – die kognitiven, administrativen, institutionellen und materiellen Kapazitäten verbessert werden, weil die vorhandenen Ressourcen und Fähigkeiten nicht ausreichen. Obwohl die Kapazitäten in den OECD-Staaten im allgemeinen sehr solide sind, heißt das nicht, daß damit automatisch die spezifischen Bedingungen für den relativ neuen Politikbereich der Erhaltung und des Schutzes der biologischen Vielfalt abgedeckt sind (OECD, 1998).

Internationale Institutionen können oft auf zwischenstaatliche oder interorganisatorische Netzwerke zurückgreifen oder verfügen über eigene Mechanismen, die Technologie- und Managementtransfers bewerkstelligen. Trainingsprogramme, die Bereitstellung von politikrelevanten Informationen und Forschungsunterstützung können Regierungen der Entwicklungsländer und der neuen osteuropäischen Demokratien helfen, stärkere Programme zum Schutz der Biosphäre zu schaffen und umzusetzen. Oft sind solche Programme von nationalen Experten der OECD-Staaten besetzt, die unter der Schirmherrschaft der internationalen Institutionen stehen. In vielen Fällen helfen solche Programme, die eigenen Fähigkeiten von Staaten zu verbessern, um so effektivere Maßnahmen implementieren zu können („Hilfe zur Selbsthilfe“). Um im Rahmen internationaler Umweltschutzkooperationen faire Lastenverteilungen zu erreichen, sind Regelungen erforderlich, wonach die beteiligten Länder relativ zu ihren Fähigkeiten verpflichtet werden, d. h. die Leistungsfähigkeit der jeweiligen politischen Systeme und Ökonomien berücksichtigt wird.

Weil internationale Umweltinstitutionen oft kleine Sekretariate und geringe Kapazitäten besitzen, müssen sie Netzwerke mit anderen internationalen Institutionen und verwandten Programmen entwickeln und aufbauen, so z. B. mit der Weltbank, dem UNDP und verschiedenen regionalen Entwicklungsbanken. Solche interorganisatorischen Koalitionen und Netzwerke können erheblich dazu beitragen, die Leistungsfähigkeit in schwächeren Staaten zu fördern. So agiert die Global Environment Facility (GEF) als Finanzierungsmechanismus der Biodiversitätskonvention, wobei UNDP, UNEP und Weltbank als „Mutterorganisationen“ fungieren.

Interesse wecken (concern building)

In vielen Fällen des internationalen Umweltschutzes sind Akteure durchaus zu motivieren, Umweltprobleme

Kasten I 2.3-1

Verständigungsregeln bei Diskursen

Die verständigungsorientierten Bedingungen für einen Diskurs basieren auf der Theorie der kommunikativen Rationalität (Habermas, 1971, 1981, 1992; WBGU, 1998a). Als kommunikatives Handeln gelten solche Handlungen, die darauf abzielen, andere durch Argumente zu überzeugen. Im Rahmen von Verhandlungen zum Schutz der Biosphäre können vor allem die Hinweise zur kommunikativen Rationalität bzw. Handeln für die Organisation von Diskursen genutzt werden. Ein Diskurs, in dem ein symmetrischer Austausch von Informationen stattfindet, genügt dann den Ansprüchen des kommunikativen Handelns, wenn alle Teilnehmer gleiche Rechte und Pflichten besitzen und – freiwillig oder durch Regeln der Beweisführung – von strategischem Verhalten Abstand nehmen.

Das Ideal des Diskurses beruht dabei auf der Annahme, daß mit Hilfe von Kommunikation eine Einigung zwischen Interessengegensätzen und Wertkonflikten unterschiedlicher Parteien erzielt werden kann, ohne daß eine Partei ausgeschlossen wird oder ihre Interessen oder Werte unberücksichtigt bleiben. Sinn eines solchen Diskurses ist es, Optionen für kollektive Entscheidungen nach dem Grad ihrer Wünschbarkeit zu bewerten. Dabei wird es Konflikte unter den Diskursteilnehmern geben.

Auf der Basis der Theorie des kommunikativen Handelns und aus der praktischen Erfahrung mit Verhandlungen und Beteiligungsverfahren lassen sich Verfahrensregeln ableiten, die bei verständigungsorientierten Diskursen zum Schutz der globalen Biosphäre hilfreich sein können (Habermas, 1981; Bacow und Wheeler, 1984; Barber, 1984; Kemp, 1985; Amy, 1987; Burns und Überhorst, 1988; Haller, 1990; Fiorino, 1990; Fietkau, 1991; Renn, 1991; Karger und Wiedemann, 1994a; Oppermann und Renn, 1995).

- Ein klares *Mandat* für die am Diskurs beteiligten Parteien ist erforderlich, damit allen Beteiligten klar ist, welche Aufgabe ihnen als Delegierte anvertraut wurde und welche Handlungsspielräume sie besitzen. Jede Entscheidung ist immer in einen Kontext eingebunden, der durch vergangene Entscheidungen vorbestimmt wurde. Deshalb ist es wichtig, vor Beginn des Diskurses eingehend zu klären, inwieweit vorangegangene Entscheidungen noch revidiert werden können und welcher Handlungsspielraum innerhalb des Mandats zur Verfügung steht, um sich von besseren Argumenten überzeugen lassen zu können. Alle beteiligten Personen müssen die Grenzen des Mandats genau kennen und diesen auch aktiv zustimmen, sofern sie am Diskurs teilnehmen wollen.
- Die Vorbereitung und die Durchführung eines Diskurses verlangen längere *Zeiträume*, so daß internationale Verhandlungen zum Schutz der Biosphäre ohne zu großen Zeitdruck stattfinden sollten. Gleichzeitig aber drängen die Staatengemeinschaft und nationale politische Systeme häufig auf schnelle Entscheidungen. Oft wird die Umsetzung solcher schnellen Entscheidungen dann aufgrund von Protesten und Widerständen der betroffenen Bevölkerung über wesentlich längere Zeiträume verzögert, als es bei einer langsameren Entscheidungsfindung unter Einbeziehung eines Diskurses der Fall gewesen wäre (Kasperson, 1986).
- Um innerhalb eines Diskurses eine *verständigungsorientierte Vorgehensweise* einhalten zu können und nicht in strategische Verhaltensmuster zurückzufallen, ist es notwendig, die Regeln der kommunikativen Gesprächsführung von vornherein mit den Beteiligten zu diskutieren und konsensual zu verabschieden. Dies ermächtigt die Verhandlungsleitung, auf die Einhaltung der von allen akzeptierten Regeln zu achten.
- Das Ergebnis des Diskurses muß insofern *Offenheit* aufweisen, daß keine der beteiligten Parteien versucht, ihre vorab getroffene Entscheidung an die anderen Parteien zu „verkaufen“. Niemand verlangt, daß die Parteien bereit sein müssen, ihre Meinung oder Einstellung zu bestimmten Fragen aufgrund der Kommunikation zu ändern (obwohl die Bereitschaft dazu sicherlich hilfreich ist), aber alle Parteien müssen sich bereit erklären, auf ihre präferierte Handlungsoption zugunsten einer anderen Option zu verzichten, sofern diese besser als alle anderen Optionen beim Wettstreit der Aussagen und bei der Ausbalancierung von Interessen und Werten der beteiligten Parteien abschneidet. Die eigene Präferenz für eine Handlungsoption steht also immer zur Disposition.
- Alle am Diskurs beteiligten Parteien haben die *gleichen Rechte und Pflichten*, was im Gebot der *Fairneß* implizit enthalten ist. Außerhalb des Diskurses bestehen selbstverständlich hierarchische Beziehungen und unterschiedliche Zuständigkeiten, Kompetenzen und Machtverhältnisse. Der Diskurs kann diese vorgegebenen Strukturen nicht auflösen, seine eigene Macht, d. h. die Bindungskraft der erarbeiteten Ergebnisse, wird sich der rechtlichen und politischen Realität anpassen müssen. Der Diskurs selbst ist aber an die interne Regelung der strikten Egalität gebunden. Keine Partei, mag sie in der politischen Realität auch noch so mächtig sein, kann im Diskurs Privilegien oder Sonderrechte beanspruchen.
- Diskurse sind darauf angewiesen, daß die zum Zeitpunkt der Beratungen *relevanten Wissensbestände* über Folgen und Nebenfolgen der dort diskutierten Optionen allen Beteiligten zur Verfügung gestellt werden. Die Einbeziehung des jeweils notwendigen Sachwissens muß organisatorisch vorbereitet und in den Ablauf des Verfahrens integriert werden.
- Alle Parteien müssen eine *Bereitschaft zum Lernen* mitbringen. Die Beteiligten sollten bereit sein, von den Argumenten und Evidenznachweisen anderer Parteien zu lernen und gegebenenfalls ihre Haltung zu überdenken. Das bedeutet nicht, daß einzelne Parteien ihre Präferenzen, Interessen oder Werte zur Disposition stellen müssen, sondern nur, daß sie bereit sind, die von ihnen vorgenommenen Verknüpfungen zwischen Handlungsoptionen und Werten im Lichte neuer Erkenntnisse zu korrigieren. Das gilt auch für die gegenseitige Anerkennung von Wissen. Erst wenn alle Parteien die argumentative Vorgehensweise der jeweils anderen Partei anerkennen und zu verstehen suchen, wird ein fruchtbarer Dialog möglich sein (Haller, 1990).
- Alle beteiligten Parteien in einem Diskurs sollten sich von vornherein darauf einigen, auf die *moralische Verurteilung von Positionen* zu verzichten. Der Verzicht auf Moralisierung bedeutet aber keineswegs, daß man Argumente nicht nach moralischen Kategorien bewerten dürfe oder man ethische Argumente aus dem Diskurs verbannen müsse. Im Gegenteil, ohne ethische Bewertung von Optionen würde eine wichtige Komponente der Bewertung fehlen. Es ist ja geradezu das Kennzeichen eines verständigungsorientierten Diskurses, allgemein verbindliche Kriterien für die Aufstellung moralischer Normen festzulegen. Diese Normen dürfen aber nicht an Personen oder Institutionen festgemacht, sondern an Verhaltensweisen gebunden werden. Was vermieden werden soll, ist eine moralische Verurteilung von Parteien und deren Positionen im Diskurs.

►

- Im Rahmen von Diskursen ist es wichtig, daß die Delegierten die in jeder Verhandlung erreichten *Teilergebnisse an ihre Bezugsgruppen rückkoppeln*. Wartet man bis zum Endergebnis, ist eine Zustimmung der jeweiligen Gruppe selten zu erreichen, weil die anderen Gruppenmitglieder am Prozeß der Konsensfindung nicht beteiligt waren und die gefundene Lösung dann auch nicht mehr schrittweise nachvollziehen können. Eine explizite Rückkopplung aller Teilergebnisse ermöglicht es den Gruppen, in jedem Teilschritt zustimmende oder ablehnende Voten abzugeben, Nachverhandlungen zu fordern oder neue Gesichtspunkte einzubringen. Diese Rückkopplung hilft den Delegierten, den möglichen Konsens auf eine breitere Basis zu stellen. In gleicher Weise ist es notwendig, die nicht am Diskurs teilnehmende Öffentlichkeit über den Prozeß und die jeweiligen Ergebnisse zu informieren. Die Glaubwürdigkeit des Verfahrensergebnisses ist weitgehend an die Transparenz des Verfahrens selbst gebunden.

zu lösen. Sie sind dazu aber allein oft nicht in der Lage, weil es sich um grenzüberschreitende Umweltprobleme und -risiken handelt, die nur gemeinsam mit anderen Akteuren gelöst werden können, was besonders auf den globalen Biosphärenschutz zutrifft. Wenn jedoch andere Akteure das Interesse nicht teilen, ist es nicht unbedingt zu erwarten, daß internationale Institutionen effektive Regelungen einführen. Institutionen und Staaten sind aber dennoch nicht machtlos. Es gibt mehrere Wege, auf denen das Interesse von Staaten geweckt oder gefördert werden kann.

Um solche Staaten zu ermutigen, an effektivem internationalem Schutz und nachhhaltiger Nutzung der globalen Biosphäre mitzuwirken, dürfen ihre Anliegen und Interessen nicht ignoriert, sondern müssen auf der internationalen Tagesordnung berücksichtigt werden. Dazu können offene Verfahren des agenda setting internationaler Institutionen beitragen, so daß die Staaten in der Lage sind, ihre Probleme auf der internationalen Agenda zur Sprache zu bringen und ihnen damit mehr Gewicht zu verleihen.

Auch wenn Nachzügler nur geringes Interesse an der Lösung des globalen Biosphärenschutzes aufweisen, kann doch die Verknüpfung unterschiedlicher Probleme ihr Interesse vergrößern. Wird das Umweltproblem mit anderen Anliegen oder Interessen verbunden, dann bewerten die Nachzügler ihre Abneigung meistens neu. Solche Verknüpfungen sind dann vielversprechend, wenn materielle Anreize, wie finanzielle Hilfe und Technologietransfers, oder Handelsrestriktionen damit verbunden sind. Ein erfolgversprechender Ansatz in dieser Richtung ist die Biodiversitätskonvention: Es sind materielle Anreize geplant, d. h. die Industrieländer beabsichtigen, ihren Technologie- und Finanztransfer zu den Entwicklungsländern auszubauen. Im Gegenzug lassen sich die biodiversitätsreichen Entwicklungsländer auf verstärkte Natur- und Artenschutzmaßnahmen ein (Kap. I 3). Die Biodiversitätskonvention verknüpft damit das Ziel der Nutzung biologischer Vielfalt mit dem Vorteilsausgleich (benefit sharing), so daß weniger an der Kooperation interessierte Entwicklungsländer einen Ausgleich dafür erhalten, daß sie die biologische Vielfalt nachhaltig nutzen.

Institutionen können den internationalen öffentlichen Druck verstärken, indem sie die Konkurrenz unter den Regierungen vorantreiben, stärker für den Umweltschutz einzutreten, weil Verpflichtungen zu positiven Regelungen zur internationalen Reputation und zu Imagegewinn beitragen. Institutionen spielen dabei eine Schlüsselrolle. Internationale Institutionen halten sich in ihrer Kritik gegenüber Regierungen fast immer zurück, NRO hingegen unterliegen solchen Zwängen nicht. Deshalb spielen sie eine wichtige und aktive Rolle, indem sie Regierungen und nationale Politiken sowie multinationale Unternehmen kritisieren. Sie verwenden dafür Informationen, die sie aus formalen internationalen Treffen erhalten.

Die Erforschung der Umweltregime hat gezeigt, daß das Interesse an internationaler Umweltpolitik bei den eher weniger motivierten Staaten und den Nachzüglern geweckt und verstärkt werden kann. Ein internationales Netzwerk aus internationalen Institutionen, Regierungen, NRO, Massenmedien und multinationalen Unternehmen kann einerseits öffentlichen Druck auf Akteure ausüben, aber andererseits auch Interesse und Verständnis für positive Regelungen hervorrufen. Entscheidend ist, daß gesellschaftliche Lernprozesse innerhalb der Staaten, bei Regierungen und bei multinationalen Unternehmen angestoßen werden können. Die Lernprozesse berühren dabei innergesellschaftliche Interessenkonstellationen und nationale Regelungen, die sich wechselseitig beeinflussen, so daß schließlich eine Verhaltensanpassung an positive Regelungen stattfindet.

I 2.3.3
Schlußfolgerungen für Schutz und Nutzung der Biosphäre

Der Schutz der globalen Biosphäre ist eine umfassende und komplexe Aufgabe, die nur dann ausreichend und effektiv gelöst werden kann, wenn die oben aufgeführten Bedingungen positiver Regelungen erfüllt oder zumindest als Ziel anvisiert und die Leitplanken zur Bewahrung der Biosphäre eingehalten werden. Zusammenfassend kann man festhalten (Levy et al., 1993), daß ein kooperationsförderliches Umfeld, eine flexible Handhabung der Regelbefolgung, der Ausbau nationaler Leistungsfähigkeit und Lernprozesse sowie ein wachsendes Interesse parallel verlaufende Aktivitäten sind, die sich gegenseitig synergistisch beeinflußen. Positive Regelungen zum globalen Biosphärenschutz, die

dauerhaft und effektiv wirksam sein sollen, bedürfen umfassender Strategien, die die wechselseitigen Einwirkungen berücksichtigen und auf verschiedenen Ebenen (international, national und gesellschaftlich) in einem dynamischen Prozeß arbeiten. Derart verankerte positive Regelungen erzeugen dann kreative Lösungen für den globalen Umweltschutz und geben ihm eine dauerhafte Grundlage, wenn die inhaltliche Ausgestaltung der Regelwerke die Leitplanken für die Bewahrung der Biosphäre berücksichtigen (Kap. I 1). Dazu werden drei Grundformen von Gebieten als besonders wichtig erachtet, in denen positive Regelungen zum Schutz der Biosphäre wirksam und effektiv werden sollen. Diese drei Formen ergeben sich aus der Übersetzung des Leitplankenkonzepts in die Ausweisung der Zonen „N“, „M“ und „W“ (Kap. E 3.3.1 und I 1). Einen vergleichbaren Ansatz besitzt das MAB-Programm der UNESCO (Kap. I 3.3.2).

Gebiete mit dem absoluten Vorrang des Schutzes vor der Nutzung

Einige Gebiete mit einer einzigartigen biologischen Vielfalt oder einem hohen wissenschaftlichen oder ästhetischem Wert gelten als „Weltnaturerbe“ (Schutztyp „N“, siehe Kap. E 3.3.1). In diesen Gebieten gebührt dem Schutz der Biosphäre absoluter und uneingeschränkter Vorrang vor der Nutzung der Natur. Bereits 1972 wurde im Rahmen der UNESCO ein völkerrechtliches „Übereinkommen zum Schutz des Weltkultur- und -naturerbes“ geschlossen (WBGU, 1998a). Dieses Übereinkommen verpflichtet seine Mitgliedsstaaten, bestimmte als „Weltnaturerbe“ definierte Gebiete unter besonderen Schutz zu stellen (Kap. I 3.3.1). Im Rahmen dieses völkerrechtlichen Abkommens können die Parteien die Staatengemeinschaft um Unterstützung ersuchen, wenn sie die erforderlichen Schutzmaßnahmen selbst nicht ausreichend umsetzen können. Zu diesem Zwecke wurde ein Fonds für das Weltnaturerbe (World Heritage Fund) eingerichtet, der den Entwicklungsländern zur Unterstützung dient.

Die UNESCO bietet so ein geeignetes institutionelles und kooperationsförderliches Umfeld, so daß sich immer mehr Länder freiwillig bereit erklären, Selbstbeschränkungen auf sich zu nehmen, um Gebiete, die sie wirtschaftlich nutzen und damit schädigen könnten, als Weltnaturerbe auszuweisen, um so dem Schutz der Biosphäre Vorrang zu geben. Die Motivation dazu erhalten sie zum einen dadurch, daß der institutionelle und kooperationsförderliche Rahmen der UNESCO übereinstimmende Verhaltenserwartungen in bezug auf den Schutz des Weltnaturerbes bei den Beteiligten schafft. Neben einem Finanztransfer können wissenschaftliche und technologische Beratung und Hilfestellung dazu beitragen, nationale Programme zur Umsetzung des Weltnaturerbes einzurichten. Da solche Fonds oft zu gering ausgestattet sind, weil sie auf den Beiträgen der Mitglieder beruhen, ist eine verstärkte Einbindung in interorganisatorische Netzwerke und eine Verknüpfung mit weiteren Finanzierungsmechanismen wie der GEF sinnvoll. Die Beitragsverpflichtungen der Staaten für die Fonds sollten eine faire Lastenverteilung gewährleisten, d. h. die Mitgliedstaaten müssen relativ zu ihren ökonomischen Fähigkeiten verpflichtet werden. Mit materiellen Anreizen, wie finanzieller oder technologischer Unterstützung durch die Fonds, können bisher abgeneigte Staaten motiviert werden. Dabei ist offensichtlich: Je stärker die materiellen Anreize sind, desto größer ist die Bereitschaft, ein Weltnaturerbe zu bewahren. In diesem Zusammenhang sind die Empfehlungen des Beirats zu Finanzierung von Erhaltungsmaßnahmen in Kap. I 3.3.1 (Welterbe), I 3.5.3.2 (GEF) und I 3.5.2 (Biosphärenfonds) zu sehen.

Gebiete mit der Maxime „Schutz durch nachhaltige Nutzung“

Im Gegensatz zu den Gebieten des Weltnaturerbes, wo der Schutz der Biosphäre absolute Priorität besitzt, geht es hier um solche Gebiete, in denen die Biosphäre zwar geschützt werden soll, aber gleichzeitig auch genutzt werden kann, allerdings im Sinn einer extensiv-nachhaltigen Nutzung (Schutztyp „M“, Kap. E 3.3.1). Ziel ist es, die Vielfalt der Biosphäre in diesen Territorien auch für zukünftige Generationen zu erhalten. Nach UNCED hat sich ein Leitbild der nachhaltigen Entwicklung herausgebildet, das auf den Terminus „Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt“ in der Biodiversitätskonvention übertragen wurde.

Die Bestrebungen, die Nutzung der biologischen Vielfalt mit Maßnahmen des Vorteilsausgleichs zu verknüpfen, sind als positive Entwicklung zu sehen, da damit Interesse bei den oft biodiversitätsreichen Entwicklungsländern geweckt wird. Die Motivation dieser Staaten nimmt zu, sich zur nachhaltigen Nutzung der Biosphäre zu verpflichten und umweltschonend zu handeln, wenn ein Finanz- und Technologietransfer wirtschaftliche Vorteile mit sich bringt. Dadurch sind diese Staaten wiederum in der Lage, ihre eigenen wirtschaftlichen Kapazitäten auszubauen und damit zur Steigerung ihrer ökonomischen Produktivität beizutragen. Dieser positive Ansatz innerhalb der Biodiversitätskonvention, durch Vorteilsausgleich bei Entwicklungsländern das Interesse am Schutz und der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt zu wecken und dadurch die nationale Leistungsfähigkeit zu steigern, sollte auf andere Probleme des Biosphärenschutzes übertragen werden.

Gebiete mit intensiver Nutzung bei möglichst hohem Schutzniveau

Im Vergleich zu den beiden oben definierten Gebieten handelt es sich hier um Gebiete, die bereits heute sehr intensiv genutzt werden und dadurch in hohem Maß transformiert wurden (Schutztyp „W“, Kap. E 3.3.1). Trotz intensiver Nutzung ist auch hier das Leitbild der nachhaltigen Nutzung Orientierungspunkt. Die Verbes-

serungsmöglichkeiten betreffen dabei vor allem internationale Kooperationen im UNCED-Folgeprozeß sowie im Rahmen der GEF, UNEP und UNDP (Kap. I 3).

Im Prozeß der AGENDA 21 ist zwar ein kooperationsförderliches Umfeld entstanden. Eine Verhaltensanpassung bei den Akteuren wurde insoweit erreicht, daß zumindest in den OECD-Staaten immer mehr Staaten einen nationalen Plan zur nachhaltigen Entwicklung erstellt haben. Eine angemessene Umsetzung läßt aber oft noch zu wünschen übrig. Eine Verbesserung des kooperationsförderlichen Umfeldes ist deshalb erforderlich. Um die Implementation solcher nationalen Nachhaltigkeitspläne verifizieren zu können, ist ein Monitoringsystem geeignet, das eine flexible Handhabung bei Regelverletzungen berücksichtigt und außerdem Foren umfaßt, in denen verständigungsorientierte Diskurse über die Probleme bei der Erstellung und Umsetzung von nationalen Nachhaltigkeitsplänen durchgeführt werden können. Finanz- und Technologietransfer sind ein probates Mittel, das Interesse an nachhaltiger Entwicklung zu wecken und gleichzeitig zur Erhöhung der nationalen Kapazitäten beizutragen.

I 2.4 Motivierungsansätze

Eine globale Biosphärenpolitik kann auf einem umfassenden Steuerungs- bzw. Kooperationsansatz aufbauen. In beiden Fällen kann und sollte auch mit selektiven ökonomischen Anreizen (etwa Honorierung eines Nutzungsverzichts über Verpflichtungsscheine oder Subventionen) gearbeitet werden. Beide Strategien werden dem Biosphärenanliegen gerecht,

- wenn man z. B. die kommerzielle Nutzung von Tieren und Pflanzen reguliert, etwa über Handelsbeschränkungen oder die Vorgabe von Nutzungsvorschriften für regenerierbare Ressourcen, oder
- wenn man die Lebensräume von Tieren und Pflanzen schützt, indem man sie vor sie gefährdenden stofflichen Einträgen bewahrt oder/und ihre anthropogene Nutzung teilweise oder ganz einschränkt.

Der erste Teilweg bedient sich primär der rechtlichen Steuerung, der zweite greift vor allem auf den planenden Umweltschutz zurück – häufig in Verbindung mit Subventionen für Nutzungsverzichte. Dabei kann der Verlust nationalstaatlicher Steuerungspotentiale im Rahmen einer immer globaler ausgerichteten Ökonomie den Aufbau supranationaler Regelungskompetenz verlangen (Scharpf, 1997; Petschow, 1998). Globale Problemstellungen können auch eine globale Governance erfordern (Commission on Global Governance, 1994; Kirchgässner, 1998). Dies können, dem fiskalischen Äquivalenzprinzip oder dem Subsidiaritätsprinzip folgend, auch Nationen- oder Regionalverbünde sein (etwa im Rahmen eines bioregionalen Managements, Kap. E 3.9).

Der Motivierungsansatz baut auf der Überlegung auf, daß es für viele Anliegen einer Biosphärenpolitik durchaus eine individuelle Zahlungsbereitschaft gibt, die mobilisiert werden kann. Es geht bei diesem Ansatz nicht um eine Politik selektiver ökonomischer Anreize – etwa über staatliche Finanzierungsfonds, die Gewährung von Subventionen, Bürgschaften usw. Gemeint ist vielmehr die Schaffung motivierender Voraussetzungen für die Etablierung vielfältiger und „spontaner“ Lösungskonzepte auf staatlicher und privater Basis. Gesucht wird eine institutionelle Vielfalt, die nicht Ausdruck bewußter staatlicher Intervention zur Verfolgung eines international abgestimmten Leitbilds, sondern Ergebnis individueller, lokaler oder regionaler Schutzvorstellungen ist. Dies hat verschiedene Konsequenzen.

Globalisierung und biologische Vielfalt

Dies verlangt z. B. eine Neubewertung des Globalisierungsprozesses. Die Ausweitung der weltweiten Handels- und Produktionsverflechtungen wird immer wieder, geradezu modisch, als Auslöser zunehmender Gefährdungen der globalen biologischen Vielfalt angesehen und politisches Handeln zur Korrektur der sich globalisierenden Märkte gefordert. Handlungsbedarf wird vor allem bei der Weiterentwicklung des GATT/WTO-Regimes in Hinblick auf eine Anpassung an internationale Umweltschutzvereinbarungen und auf eine Harmonisierung nationaler Umweltschutzstandards gesehen (Kap. D 3.1). Wettbewerb und Globalisierung werden in diesem Kontext sogar häufig als primäre Gefahr für die Bewahrung von biologischer Vielfalt betrachtet. Viele Autoren sind der Meinung, daß ohne die internationale Harmonisierung ökologischer Standards, d. h. ohne Steuerung, ein Race-to-the-bottom-Wettbewerb mit der Folge ungebremster Gefährdung der Biosphäre drohe (Oates und Schwab, 1988; Revesz, 1994; Markusen et al., 1995).

Dies ist eine einseitige Sicht. Ihr stehen z. B. ökonomische Forschungsergebnisse gegenüber, die den Globalisierungsprozeß nicht nur als ökologisches Risiko, sondern auch als Chance verstehen, um durch einen *Wettbewerb institutioneller Systeme* der Einzelstaaten zu wirksamen und akzeptierten Maßnahmen des Umweltschutzes zu gelangen (Streit, 1995; Karl, 1998; Becker-Soest, 1998b). Es ist also durchaus auch ein Race-to-the-top-Wettbewerb denkbar, der unter bestimmten Voraussetzungen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biosphäre beiträgt. Der Beirat hält es daher für notwendig, sich der Frage der Auswirkungen des Globalisierungsprozesses auf die Biosphäre differenziert zu nähern und vor pauschalen Urteilen zu warnen. Insbesondere betont er im Zusammenhang mit einer globalen Biosphärenpolitik den Gedanken der institutionellen Vielfalt bzw. des Systemwettbewerbs. Damit eröffnen sich auch neue Chancen für einen Biosphärenschutz.

Zusatznutzen der Einhaltung von Auflagen und Standards

Die Grundüberlegung für einen Systemwettbewerb auf der Basis des Motivierungsansatzes ist, daß sich die Einhaltung von Schutzauflagen bzw. bestimmter, nicht unbedingt politisch gesetzter Standards bei der Bewahrung biologischer Vielfalt nicht nur als Kostenfaktor für Produzenten erweist, sondern sich auch als Zusatznutzen betrachten läßt. Dieser Zusatznutzen kann gewinnbringend vermarktet werden und vermag umweltinnovative Prozesse zu entfalten. Diese Standards treten als Produkt- oder Standortmerkmale in Konkurrenz zu Produkten oder Standorten mit anderen Standards. Wettbewerb findet daher nicht nur zwischen Produkten, sondern auch zwischen Standards statt.

Diese müssen keineswegs staatlich gesetzt werden, sondern können sich analog zu vielen ISO-Normen „spontan“ herausbilden. Konsumenten oder Standortsuchende entscheiden bei ihrem Kauf damit zugleich über die Akzeptanz von Standards (Wegner, 1998, zu den Potentialen von Labellingstrategien im Umweltschutz auch IWÖ und IFOK, 1998; Karl und Orwat, 1998). Produzenten, die sich solchen Standards nicht unterwerfen, setzen sich damit der Gefahr aus, vom weltweiten Wettbewerb sanktioniert zu werden und wirtschaftliche Nachteile in Kauf nehmen zu müssen. Besteht zusätzlich das Risiko, sich längerfristig ohnehin rechtlichen Standards anpassen zu müssen, steigt der Anreiz, die entsprechenden Maßnahmen zuvor als freiwillig zu vermarkten und so auf globaler Ebene neue Standards als Wettbewerbselemente ins Spiel zu bringen und damit eine ökologische Dynamik freier Märkte anzuregen (Knill, 1998). Es geht also nicht primär darum, über den Steuerungsweg zu verhindern, daß arme Länder reiche und umweltsensible Länder nach unten ziehen, sondern es gilt umgekehrt, Mechanismen ins Spiel zu bringen, die alle Länder veranlassen, sich anspruchsvolleren Standards anzupassen (Vogel, 1997).

In dem Maß, wie sich eine private Zahlungsbereitschaft zugunsten des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der Biosphäre aufbaut und mobilisieren läßt, dienen Standards und Normen, ökonomisch ausgedrückt, der Senkung der Transaktionskosten. Durch Senkung des Transaktionsrisikos und Erhöhung der Vertrauenswürdigkeit für die Produkt- und Verfahrensqualität verbessern freiwillige Standards die Vergleichbarkeit von Produkten unter Umweltaspekten und steigern damit den Qualitätswettbewerb. Gegenwärtig kommt z. B. im europäischen Raum in dieser Hinsicht zwei Standards besondere Bedeutung zu: der ISO 14000f und der EG-Öko-Audit-Verordnung (EMAS) (Petschow, 1998). Beide dienen als Schlüsselinformationen zur Beseitigung von Informationsasymmetrien und Unsicherheiten zwischen Verkäufer und Käufer und können damit auch eine produkt- bzw. standortbezogene Umweltpolitik begründen. Sie ermöglichen ein Benchmarking mit Standort- und Produktbezug, das den Nachfragern bzw. der Öffentlichkeit eine Einschätzung über den bei bestimmten Produzenten oder an bestimmten Standorten praktizierten Umweltschutz erlaubt.

Zertifizierung (Ökolabel)

Ein gutes Beispiel in dieser Hinsicht ist der von Vertretern der Holzindustrie, von Umweltverbänden – so war der World Wide Fund for Nature (WWF) einer der Initiatoren – und indigenen Völkern 1993 gegründete Forest Stewardship Council (FSC), der seit 1996 mit einem eigenen Siegel auf dem Markt ist, mit dem weltweit bereits ca. 13 Mio. ha Wald ausgezeichnet worden sind (Kasten E 3.3-8). Dieser Zertifizierung liegen 10 Grundsätze einer nachhaltigen Waldwirtschaft zugrunde. Es handelt sich somit um „spontan“ definierte Qualitätsmerkmale, die darauf abzielen, eine bestimmte Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz auszuschöpfen. Nachdem das sog. FSC-Holz den deutschen Markt erorbert, weil Unternehmen wie der Otto-Versand oder die OBI-Baumärkte sich auf solche Produkte konzentrieren, wird aus dem Siegel ein unter den Aspekten des Biosphärenschutzes interessantes Markenkennzeichen. Er muß nicht der einzige Standard bleiben. So denkt die Arbeitsgemeinschaft deutscher Waldbesitzerverbände (AGDW) bereits darüber nach, im Rahmen einer paneuropäischen Initiative ein eigenes System zur Zertifizierung nachhaltiger Forstwirtschaft zu etablieren, d. h. es entfaltet sich im Wettbewerb eine institutionelle Vielfalt, bei der sich bessere Zertifizierungssysteme auf Dauer durchsetzen. Erfahrungen ähnlicher Art liegen bereits für die Produktgruppen Textilien/Bekleidung oder Leder/Schuhe vor und lassen sich auf andere Produkte und Standorte ausweiten.

Damit das Instrument Ökolabel seine positiven Wirkungen im Sinn der Ökologisierung des Käuferverhaltens sowie der Produktions- bzw. Naturnutzungsverfahren entfalten kann, muß für Glaubwürdigkeit gesorgt werden. Hier kann und muß die Forschung helfen, indem sie – ebenfalls im Wettbewerb – Kriterien entwikkelt, die vor allem von den großen Handelsorganisationen übernommen werden können. Es zeigt sich nämlich, daß Umweltstandards und Ökolabel vor allem vom Handel akzeptiert werden müssen, damit sie auf die Produzenten zurückstrahlen. Diese Rückwirkung ist vielfach wirkungsvoller als die Durchsetzung von Schutzüberlegungen über staatliche Verbote und Gebote. Dies führt oft zu immer neuen Selbstverpflichtungen, die auf ihre Akzeptanz durch die Konsumenten getestet werden können. Der Motivierungsansatz setzt auf spontane Reaktionen und durch Mobilisierung von Zahlungsbereitschaft über die Handelsverflechtungen der Länder trägt dieser Ansatz zur Erhaltung der Biosphäre bei.

Private Fonds

Es gibt weitere Instrumente im Rahmen dieses Ansatzes. So können private Mäzene Fonds bilden, die den Biosphärenschutz unterstützen. Bei bestimmten nachwachsenden Ressourcen ist das zeitliche Auseinanderfallen von Kosten und Nutzen eine wichtige Ursache für die Dominanz von Kurzfristinteressen (Kap. I 2.1). Fonds könnten in dieser Situation sog. Verpflichtungsscheine erwerben, mit denen die Eigentümer der Ressourcen darauf verpflichtet werden, auf die Entnahme aus Beständen zu verzichten oder die Entnahme zumindest an bestimmte Regeln zu binden. Dabei ist nicht an staatliche Fonds mit Bürokratie und belastenden Finanzierungsregeln gedacht. Vielmehr wird mit privaten Fonds eine spezifische Zahlungsbereitschaft bei voller institutioneller Vielfalt mobilisiert, so daß dem Schutzanliegen flexibel Rechnung getragen werden kann.

Wie positiv sich solche privaten Fonds auswirken können, zeigt das Stiftungswesen in den USA. Philanthrope Stiftungen, wie etwa von Carnegie, Rockefeller oder Stanford, waren von Anfang darauf ausgerichtet, durch private Stärkung von schulischer Bildung, Bibliothekswesen oder Wissenschaft und Forschung eine bildungspolitische Entlastung des Staats und eine Art „private society“ mit Gemeinwohlauftrag herbeizuführen (Hüttl und Semmerl, 1998). Hierbei entstand eine beachtliche institutionelle Vielfalt mit interessanten Wettbewerbselementen in einem Tätigkeitsfeld mit hoher Komplexität. Ähnliche Kräfte könnten auch im Rahmen der Biosphärenpolitik zur Entfaltung gebracht werden. Damit sich solche privaten Initiativen entwikkeln und ausdehnen können, müßte das Stiftungsrecht in Deutschland geändert und die Einbringung von Geldern in solche Stiftungen begünstigt werden.

Schnellere Durchsetzung von Schutzstandards

Internationale Vereinbarungen über konkrete Schutzmaßnahmen zugunsten der Biosphäre sind angesichts der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen erst in langwierigen Verhandlungsrunden zu erreichen. Demgegenüber bietet die Einbindung nationaler Bewahrungsstrategien in weltweite Vermarktungsaktionen, z. B. durch multinationale Nahrungsmittel-, Touristik- oder Pharmazieunternehmen, die Option einer Verdeutlichung der direkten wirtschaftlichen Bedeutung biologischer Ressourcen und erhöht somit die Anreize zum Beitritt (Suchanek, 1998; Klemmer und Wink, 1998). Der Wettbewerbsdruck bzw. die Aussicht auf Wettbewerbsvorteile lösen zudem Anreize aus, neue Wege zur Umsetzung von Schutz- und Nutzungskonzepten für biologische Vielfalt zu entwickeln und auf diese Weise Konfliktlinien zwischen sozialer Absicherung, wirtschaftlichem Erfolg und Bewahrung der biologischen Vielfalt zu überwinden.

Weltweiter Wettbewerbsschutz

Die Funktionsfähigkeit privater Märkte setzt voraus, daß Konsumenten die Gelegenheit erhalten, Warenströme zu selektieren und zu steuern. Einzelstaatliche Vergünstigungen zugunsten bestimmter Produzenten verhindern, daß die Einhaltung von Standards zur Bewahrung der Biosphäre zu einem relevanten Kriterium der Kaufentscheidung wird. Einseitige Angebotsbeschränkungen bzw. staatlich induzierte Verteuerungen verzerren die Information des Konsumenten. Solche nationalen Vergünstigungen werden häufig durch starke Interessengruppen mit Argumenten der Arbeitsplatzsicherung durchgesetzt. Weltweit führen sie jedoch zu einer Minderung von Anreizen für Investitionen in den Schutz der Biosphäre und langfristig zu einer strukturellen Verschlechterung der Wettbewerbsfähigkeit nationaler Standorte. Eine solche Protektion soll im internationalen Handel durch das GATT/WTO-System verhindert werden. In der Praxis stoßen diese Bemühungen allerdings an vielfältige Grenzen. Selbst in der Europäischen Union werden Handelsregulierungen als Vehikel zum Schutz durchsetzungsfähiger Interessen genutzt (Winkler, 1998). Alternativ setzt daher das Konzept des Systemwettbewerbs auf die privatwirtschaftliche, d. h. über Markt- und Wettbewerbsprozesse gesteuerte Regulierung von Handelsströmen. Um hierbei dem Konsumenten alle relevanten Informationen über die Produkte zur Verfügung zu stellen, bedarf es jedoch insbesondere einer Mitteilung von Umweltfolgen in den Empfängerländern. Informations- und Kennzeichnungspflichten können hierzu einen Beitrag leisten. Grundlegend erfordert die Verhinderung protektionistischer Maßnahmen allerdings ein verändertes Verständnis für die Chancen internationaler wirtschaftlicher Verflechtungen. Ausländische Direktinvestitionen deutscher Unternehmen stellen eine Möglichkeit dar, neue Märkte zu erschließen und auf diese Weise heimische Arbeitsplätze zu sichern, Arbeitsplätze in den Zielländern der Investition zu schaffen und damit der einheimischen Bevölkerung den Wert biologischer Ressourcen zu verdeutlichen. Direktinvestitionen in den Ursprungsländern biologischer Vielfalt fördern damit jene Interessen, die auf die Bewahrung der Biosphäre gerichtet sind. Eingriffe in den Wettbewerb durch protektionistische Maßnahmen gefährden hingegen nicht nur den Schutz der Biosphäre, sondern darüber hinaus auch langfristig die Wettbewerbsfähigkeit der heimischen Arbeitsplätze.

Konsumenteninformationen

Auch wenn sich der Konsument häufig als mündiger und vernünftiger erwiesen hat, als wohlmeinende Steuerungen es erwarten ließen, würde eine unüberschaubare Vielfalt unterschiedlicher Informationen (z. B. Kennzeichnungen) eher zur Verwirrung als zur bewußten Entscheidung zugunsten des Schutzes der Biodiversität beitragen. Neue Label liefen zudem Gefahr, nicht in die

Sortimente wichtiger Produktanbieter, z. B. große Einzelhandelsketten, zu gelangen, wenn sie nicht zumindest über ein größeres multinationales Unternehmen in ihrem Kooperationskreis verfügen. Daher erhalten hier Informationsinstrumente eine wichtige Aufgabe. Der Beirat sieht vor allem bei der Unterstützung des Aufbaus unabhängiger Informationsanleitungen – analog zu Stiftung Warentest oder den Verbraucherschutzverbänden – sowie des Markteinstiegs neuer Labels auch politischen Handlungsbedarf. Dieser könnte sich als wirkungsvoller erweisen als das ausschließliche Vertrauen auf politische Verhandlungen.

Internationale Vereinbarungen werden angesichts der globalen Bedeutung der biologischen Vielfalt auch weiterhin eine tragende Rolle bei Schutz und nachhaltiger Nutzung biologischer Ressourcen spielen. Der Beirat plädiert aber dafür, weltweite Wettbewerbsprozesse nicht nur als Gefahr für die Bewahrung der Biosphäre anzusehen. Gerade im Zeitalter einer Entwertung der nationalen Vollzugsmacht kommt privaten Selbststeuerungsregimen eine zunehmende Bedeutung zu. Der Beirat wird daher in einem folgenden Gutachten ausführlicher zu den Möglichkeiten Stellung beziehen, wie solche Selbststeuerungen nachhaltigkeitsfördernd in marktwirtschaftlichen Systemen eingesetzt werden können.

I 2.5 Ansätze für Umweltbildung und Umweltlernen

I 2.5.1 Einleitung

Die Bewahrung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre und ihrer Ressourcen ist eine schwierige Aufgabe für die Umweltpolitik, die den klugen Einsatz aller verfügbaren Politikinstrumente notwendig macht. Zu diesen Instrumenten gehört auch die Umweltbildung, die auf langfristige Einstellungs- und Verhaltensänderungen ausgerichtet ist. Eingesetzt auf allen Ebenen des formalen und informellen Bildungssystems muß Umweltbildung Sozialisationskontexte und Lernstrategien bereitstellen, um das Verhältnis des Menschen zu seinen natürlichen Lebensgrundlagen neu zu reflektieren und neue Handlungsmuster zu entwickeln. Dabei kann es nicht nur um den Erwerb umweltrelevanten Wissens gehen, vielmehr müssen alle für das Mensch-Umwelt-Verhältnis relevanten Wahrnehmungs-, Erlebens- und Verhaltensmodalitäten einbezogen werden.

Über diesen engen Rahmen der schulischen und außerschulischen Grund-, Aus- und Weiterbildung hinaus geht es jedoch auch um den Erwerb neuer, nachhaltiger Lebensstile für alle Gruppen der Gesellschaft in ihren unterschiedlichen beruflichen Kontexten und Lebenssituationen, und damit um ein (lebenslanges) „Lernen“. Diese seit den 80er Jahren als „Umweltlernen“ bezeichneten Prozesse finden in einer „Experimentiergesellschaft“ (Fietkau, 1984) statt, in der durch Aufklärung, Kommunikation und Partizipation, aber auch durch gezielte Interventionsmaßnahmen neue Lebens- und Konsumformen erprobt werden können, die letztlich eine nachhaltige, auf die Dauer zukunftsfähige Entwicklung der Gesellschaft gewährleisten, zu der als ein wesentliches Element die schonende Nutzung der Biosphäre gehört. Ein konkreter Ansatz zum Umweltlernen auf kommunaler Ebene wird am Beispiel der Förderung von Kaufentscheidungen für Bioprodukte dargestellt (I 2.5.5). Diese Zielvorstellung einer nachhaltigen Entwicklung hat seit der Rio-Konferenz 1992 immer stärkeres Gewicht erlangt. Auch die Kommission für Nachhaltige Entwicklung (CSD) weist auf die Notwendigkeit eines umfassenden Programmes für eine nachhaltige Umweltbildung hin. Dabei werden die Bedeutung einer auch außerschulischen Bewußtseinsbildung und die Förderung nachhaltiger Lebensstile betont. Da eine nachhaltige Entwicklung aber weitaus umfassender ist als eine „nur“ umweltgerechte, indem sie ökonomische und soziokulturelle Entwicklungen mit zu berücksichtigen hat, sind damit streng genommen auch die Begriffe „Umweltbildung“ und „Umweltlernen“ zu eng geworden und zu ersetzen durch „Bildung“ bzw. „Lernen für eine nachhaltige Entwicklung“. Wenn der Beirat in diesem Kapitel noch die alten Begriffe verwendet, dann nicht nur, weil sie für die meisten Leser bekannter sind, sondern auch, weil gerade für den Problembereich Schutz der Biosphäre noch viele Lernprozesse zu den ökologischen Zusammenhängen notwendig sind, um diese überhaupt mit den ökonomischen und soziokulturellen Bedingungen gesellschaftlicher Entwicklung in Beziehung setzen zu können.

In den letzten Jahren ist es in der Fachwelt zu lebhaften Debatten über den Stellenwert und die neue Ausrichtung der Umweltbildung im Bildungssystem gekommen (z. B. de Haan et al.,1997; Trommer und Noack, 1997; Beyer, 1998), dies auch durch die Anstöße des SRU (z. B. 1994) und des WBGU (z. B. 1993, 1996a). Der Beirat begrüßt, daß mit der aktuellen Neufassung des bereits verabschiedeten Orientierungsrahmens der Bund-Länder-Kommission (BLK, 1998) „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung“ der notwendige Rahmen für die Umsetzung in die Bildungspraxis geschaffen worden ist, der nun von den Ländern ausgefüllt werden muß. In diesen Richtlinien ist jedoch eine gewisse Vernachlässigung insbesondere der sozialen Dimension von Nachhaltigkeit unverkennbar. Themen wie etwa die internationale Entwicklungspolitik dürfen im Bildungssystem nicht unberücksichtigt bleiben, die notwendige Verzahnung von Umwelt- und Entwicklungsthemen muß sich in der Bildungspraxis, die der Leitidee einer nachhaltigen Entwicklung folgt, niederschlagen.

In der vom BMBF in Auftrag gegebenen Evaluationsstudie „Umweltbildung als Innovation – Bilanzie-

rungen und Empfehlungen zu Modellversuchen und Forschungsvorhaben“ (de Haan et al., 1997) sind jedoch auch Umsetzungsschwächen sichtbar geworden, die nach wie vor der dauerhaften Anstrengung aller Akteure im Bildungssystem bedürfen. Insgesamt ist festzustellen, daß der umwelt- und naturbezogene Unterricht im Laufe der Zeit einen größeren Umfang (Zahl der Schulstunden) erreicht hat und nicht nur auf naturwissenschaftliche Fächer beschränkt ist, sondern in eine Reihe von sozialwissenschaftlichen Fächern Einzug gehalten hat. Gleichwohl ist festzuhalten, daß die in diesem Gutachten thematisierten umfassenden Aspekte von biologischer Vielfalt und ihrer Funktion im Unterricht kaum eine Rolle spielen (Bolscho et al. 1994; Mayer, 1995; de Haan et al., 1997; Lob, 1997).

I 2.5.2
Umweltbildung und der Schutz der Biosphäre

In allen bisherigen umwelt- und klimarelevanten Konventionen wird auf die Notwendigkeit von Aufklärung, Bildung und Training aufmerksam gemacht, um die Ziele der Konventionen zu erreichen. In der Biodiversitätskonvention (CBD) fällt dieser Hinweis mit Artikel 13 sparsam aus. Allerdings fand auf der 4. Vertragsstaatenkonferenz zur CBD bereits ein umfangreicher Workshop zu diesem Thema statt; einige Länder, wie z. B. Kanada, haben erste Vorschläge und Fallstudien zum Thema „Learning about biodiversity“ (1998) vorgelegt.

Diese (noch) untergeordnete Bedeutung von Wahrnehmungs-, Bewertungs- und Lernprozessen in der Gesellschaft hat ihre Entsprechung in Meinungsumfragen. Der weltweite Verlust biologischer Vielfalt findet in der Öffentlichkeit, verglichen mit anderen Umweltthemen wie „Klimawandel“ oder „Ozonloch“, nur wenig Beachtung. Er ist kaum von den Medien aufgegriffen worden und damit nicht ins Bewußtsein der meisten Menschen vorgedrungen, obwohl der Sachverhalt seit einigen Jahren in der Fachwelt intensiv diskutiert wird. Auch ein in den Medien häufig aufgegriffenes Thema wie die Zerstörung der tropischen Regenwälder, die durch die damit einhergehende Habitatzerstörung eine der Kernursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt ist, wird in der Öffentlichkeit eher dem Problem „Klimawandel“ zugeordnet.

Das Thema biologische Vielfalt weist einige Schwierigkeiten auf, die als Barrieren für die angemessene Beachtung in der Öffentlichkeit wirken mögen.

Wenn eine Tier- oder Pflanzenart in irgendeinem Ökosystem ausstirbt, fühlt sich dadurch niemand direkt bedroht. Auf den ersten Blick besteht – anders als beim Klimawandel – keine Gefahr für die eigene Gesundheit oder das Leben. Der Bezug zum alltäglichen Leben und Überleben ist für die meisten nicht unmittelbar feststellbar, und angesichts anderer Probleme, wie des Verkehrsproblems, des Energieverbrauchs, der Nachfrage nach ökologischen Produkten usw., bei deren Bewältigung der Öffentlichkeit ja auch eine wichtige Rolle zugeschrieben wird, ist die Bedeutung dieses Themas noch weniger deutlich.

Die vielfältigen Zusammenhänge zwischen den Komponenten der Biosphäre, Hydrosphäre, Pedosphäre usw., die zur Bedrohung oder zum Verlust biologischer Vielfalt führen können, sind komplex und nicht auf den ersten Blick zu durchschauen. Vor allem ist aufgrund dieser Komplexität nicht ersichtlich, welche Tragweite der Verlust biologischer Vielfalt auch für die Menschheit haben kann (Kap. D 1 und 2). Des weiteren bezieht sich das Thema auf eine Vielzahl weltweit sehr unterschiedlicher Ökosysteme, die auch ohne den besonderen Umstand des „Artensterbens“ für die meisten Menschen kaum ein Begriff sein dürften.

Der Verlust von Arten ist ein weltweites Phänomen, dessen Auswirkungen aber nicht überall bemerkbar sind. Teilweise handelt es sich um Arten, von deren Existenz die Öffentlichkeit das erste Mal mit der Meldung ihres Aussterben hört (Kap. E 2.2 bis 2.4.). Viele Arten, die in weit entfernten Ökosystemen angesiedelt sind, haben für die Öffentlichkeit nie existiert. Aber auch das Aussterben jeweils heimischer Arten bleibt vielen verborgen, da der Prozeß oft schleichend voranschreitet, so daß sich die Menschen z. B. daran gewöhnen, weniger Sumpfdotterblumen anzutreffen. Abgesehen von diesen Gewöhnungseffekten kommt zumindest in Westeuropa nur ein kleiner Teil der Bevölkerung regelmäßig zu Naturerlebnissen, bei denen bemerkt werden könnte, daß bestimmte Pflanzen- und Tierarten verschwinden. Der größte Teil der Öffentlichkeit lebt in urbanen Lebenswelten, deren Tier- und Pflanzenvielfalt in der Regel nicht vom Aussterben bedroht ist (Kap. E 3.8)

Auf Grund der Komplexität und Vielschichtigkeit des Themas und des auf den ersten Blick mangelnden Bezugs zum Alltagsleben, ist es nicht einfach, die Bedeutung und Zusammenhänge des Verlustes biologischer Vielfalt zu vermitteln. Erschwerend hinzu kommt, daß besonders dieses Thema nicht ohne die Berücksichtigung ethischer Fragen angemessen behandelt werden kann, da sich aus der Beschreibung von Ökosystemfunktionen noch keine normativen Schutzforderungen ableiten lassen (Kap. H).

Das Thema „Verlust biologischer Vielfalt“ und der zu aktivierende Schutz der Biosphäre könnten Gefahr laufen, als weitere Hiobsbotschaft der „Umwelthysteriker“ nicht ernst genommen zu werden. Deswegen scheint es vordringlich, die Vernetzung mit anderen ökologischen Problemfeldern zu zeigen und nicht auf die Entdeckung und Lösung einer völlig neuen, unerwarteten Gefahr abzuheben. Bei den dringend gebotenen Vorsorgemaßnahmen und Anpassungen in bezug auf andere, bereits länger diskutierte Probleme (Klimawandel, die Folgen von Emissionen und hohen Stoffströmen usw.) muß die Vernetzung mit der Erhaltung und dem Verlust biologischer

Vielfalt aufgezeigt werden und in die Entwicklung nachhaltiger Lebensweisen integriert werden.

Die Umweltbildung als ein zentrales Instrument der Umweltpolitik muß sich den aufgezeigten Schwierigkeiten stellen und möglichst schnell Wege finden, das Thema in ihre Bildungscurricula und -programme effizient einzubinden.

I 2.5.3 Aufgaben von Umweltbildung und Umweltlernen

Die Zerstörung oder die Erhaltung biologischer Vielfalt werden durch das Verhalten von Produzenten und Konsumenten, die Rohstoffe, Landschaft und Güter verbrauchen, bestimmt. Dies geschieht etwa durch den Einsatz mehr oder weniger energieintensiver oder umweltschädigender Technologien, durch die Nutzung mehr oder weniger umfangreicher Stoffströme bei der Produktion von Gütern, durch tägliche Konsumentscheidungen, durch das Mobilitätsverhalten oder durch die Akzeptanz politischer Maßnahmen sowohl durch Konsumenten wie durch Produzenten. Umweltbildung und Umweltlernen müssen den Schutz der Biosphäre, wie einleitend betont, unterstützen durch unmittelbare Thematisierung in Curricula des gesamten Bildungswesens wie durch die durch die Förderung einer allgemeinen nachhaltigen Entwicklung der Gesellschaft.

Die Einbringung des Themas in die Curricula des Bildungssystems zielt nicht nur auf die Vermehrung von Wissen, sondern richtet sich auf alle psychischen Prozesse, die die Wertschätzung von Natur und Handlungsbereitschaften zur Erhaltung der Biosphäre stärken. Lernprozesse betreffen den ganzen Menschen, nicht nur seine Rationalität: „Sie beziehen alle Sinne, Wünsche und Sehnsüchte, Gefühle und Motivationen mit ein“ (Csikszentmihalyi, 1987, zitiert nach Environment Canada, 1998).

Das Wissen um biologische Bedingungen, die zur Vernichtung von Arten führen können, ist zwar eine notwendige, allerdings, wie immer wieder nachgewiesen worden ist, keine hinreichende Bedingung für den Schutz von Natur. Dies trifft vor allem auf das häufig im Unterricht vermittelte abstrakte Wissen zu. Sinnvoller ist das auf konkrete Problemfelder bezogene Wissen und darüber hinaus ein Handlungswissen, das auf bestimmte Ziele bezogen, tatsächlich eingesetzt werden kann. Wesentlich ist es auch, daß die erwünschten Verhaltensweisen prinzipiell durchführbar und darüber hinaus attraktiv für die jeweiligen Personen sind. Darüber hinaus muß sichergestellt sein, daß die Personen die entsprechenden Naturgüter, Arten und ihre Habitate, Landschaften usw. überhaupt schützen wollen, also entsprechende Werthaltungen und Motivationen entwickelt haben. Dazu ist es in der Regel notwendig, daß Menschen sich mit Natur beschäftigen, sie in Bezug zu ihrem Alltagsleben sehen und erfahren, das heißt insgesamt, sich Natur „aneignen“ können (Kruse, 1999 und Kap. E 3.5). Diesen Aneignungsprozeß muß jede Gruppe oder jedes Individuum selbst vornehmen und dabei auf unmittelbare und vermittelte Erfahrungen zurückgreifen können. Nur weil die Großeltern die Natur lieben, tun das nicht auch schon die Enkel. Diese müssen sich vielmehr Natur in ihren konkreten Lebensbezügen selbst aneignen.

Maßnahmen der Umweltbildung können diesen Aneignungsprozeß, der auf die Wertschätzung von Natur, die Bereitschaft zum Schutz – mit den entsprechenden Verhaltensweisen – und der nachhaltigen Nutzung zielt, fördern. Dazu müssen Maßnahmen ergriffen bzw. verstärkt werden, die im Rahmen des Bildungssystems dem Thema biologische Vielfalt bzw. Mensch und Biosphäre einen festen Platz sichern. Doch das allein reicht nicht aus.

Bildung und Lernen müssen in einem weiteren Sinn den Erwerb und die Aufrechterhaltung nachhaltiger Lebensstile unterstützen, die dazu beitragen, die Stoffströme für den Material- und Energieverbrauch zu verringern, den Landschaftsverbrauch möglichst gering und schonend zu halten, die Mobilität des Menschen verträglich zu gestalten (BUND und Misereor, 1997; UBA, 1997b; Enquête-Kommission, 1998). Die Diskussion um die Entwicklung nachhaltiger Leitbilder ist in den Sozial- und Naturwissenschaften in den letzten Jahren lebhafter geworden, Konzepte und konkrete Gesellschaftsentwürfe sind im Prinzip vorhanden (z. B. Jischa, 1993; Müller, 1995; Kastenholz et al., 1996; Brand et al., 1997), werden aber noch kaum umgesetzt. Eine Reihe von Barrieren steht der Verwirklichung entgegen. Für eine breite Popularisierung in der Öffentlichkeit birgt der Begriff der Nachhaltigkeit einige Schwierigkeiten: er ist abstrakt, unscharf, ungewöhnlich (Kuckartz, 1998). Dies muß jedoch nicht für die dahinterstehenden konkreten Konzepte zutreffen. Bildungsbemühungen allein reichen nicht aus, um diese Schwierigkeiten zu überwinden, zumal eine Umsetzung der Nachhaltigkeitsleitbilder auf verschiedenen Ebenen unter Einschluß entsprechender Steuerungsinstanzen (wie gesetzlichen Regelungen) stattfinden muß. Außerdem ist die Änderungsbereitschaft sowohl von Konsumenten wie von Produzenten nach wie vor gering. Bildungsbemühungen und Maßnahmen zum Umweltlernen laufen ins Leere und riskieren, vorhandene Änderungspotentiale bei ihren Adressaten zu verspielen, wenn sie nicht getragen sind durch konzertierte Anstrengungen aller Politikbereiche und den koordinierten Einsatz von Instrumenten auf dem Wege zu einem erkennbaren und vermittelbaren Ziel: dem Schutz der Biosphäre als wichtige Komponente einer nachhaltigen Entwicklung.

I 2.5.4 Inhaltliche Kriterien für die Gestaltung der Bildung für den Schutz der Biosphäre

„Teach them and they will forget, demonstrate them and they will understand, involve them and they will remember“ (Geller, 1989). Nach dieser plakativen Faustregel sollte die Behandlung des Themas biologische Vielfalt neben Wissenskomponenten auch auf Erleben und Motivation ausgerichtet sein, so daß ein problem- und handlungsorientiertes sowie partizipatives Lernen aus Erfahrung stattfinden kann. Des weiteren müssen ethische Aspekte und ein konkreter Alltagsbezug berücksichtigt werden.

Wissenskomponente

Die Vermittlung von Wissensinhalten zum Thema biologische Vielfalt ist nicht die ausschließliche und eine keinesfalls hinreichende Aufgabe von Umweltbildung. Aber sie ist dennoch eine notwendige, zumal sich in der Bildungspraxis zeigt, daß hier noch große Defizite bestehen. Diese beziehen sich einmal auf die im Biologieunterricht kaum mehr vermittelten Formenkenntnisse (Mayer, 1994; Flury-Keubler und Gutscher, 1996), zum anderen auf die Vermittlung systemökologischer Zusammenhänge unter expliziter Einbeziehung der Biodiversitätsthematik. Die Wissensvermittlung über die Bedeutung und Funktion biologischer Vielfalt sollte den Erkenntnissen der Lernpsychologie Rechnung tragen:

- Sie sollte an den Erfahrungen der Lernenden anknüpfen. Was das heißt, muß für jede Zielgruppe immer wieder neu geprüft werden. Die Belange der Zielgruppe müssen offen und sensibel analysiert und berücksichtigt werden. Für Auszubildende im Fischereiwesen müssen andere Konzepte erstellt werden als für Schüler und Schülerinnen des Gymnasiums. Die Passung der Lerninhalte und Lernmethoden ist eine wichtige Voraussetzung für den Erfolg von Bildungsmaßnahmen. Aus diesem Grunde müssen genügend Ressourcen bereitgestellt werden, um Lernstrategien zu planen und zu aktualisieren, um Konzepte immer wieder an eine veränderte Praxis anzupassen, da sich die Eigenschaften von Zielgruppen verändern. Deutlich wird dies zum Beispiel an der – kaum einheitlichen – Gruppe der Schülerinnen und Schüler (Jugendwerk der Deutschen Shell, 1997): Hier kann nicht einfach davon ausgegangen werden, wie das die klassische Pädagogik vielleicht nahelegen würde, daß die unmittelbare Umgebung einen attraktiven Lernort darstellt oder den relevanten Alltagsbezug bietet (de Haan, 1998). Die Herausforderung für die Lehrenden bleibt darin bestehen, subgruppenspezifische Angebote zu schaffen, die sich nicht nur durch den eigenen Denk- und Lebensstil nahelegen.
- Sie sollte den Lernenden genügend Gestaltungsraum für eigene Erfahrungen, Gedanken und Schwerpunktsetzungen erlauben. In diesem Sinn sollten infrastrukturelle Rahmenbedingungen (Lehrpläne, Lehrformen) flexibler gehandhabt werden können und Offenheit für partizipative Ansätze zeigen.
- Die Inhalte sollten aus möglichst verschiedenen Perspektiven präsentiert werden (fächerübergreifende Behandlung), damit die faktische Vernetztheit von Problemen auch kognitiv repräsentiert werden kann und damit zu einem vertieften Verständnis von Sachverhalten führen kann.
- Es sollten auch andere für die Lernenden attraktive Themenfelder und Lernziele genutzt werden. So scheint das Internet vor allem für Jugendliche eine attraktive Lernplattform zu sein, die für die Aneignung des Themas biologische Vielfalt intensiv genutzt werden sollte. Die Nutzung des Internet ermöglicht zudem einen internationalen und interkulturellen Austausch, wie er derzeit z. B. durch das GLOBE-Projekt (Seybold, 1999) realisiert wird.
- Die Fähigkeit zu systemischem und komplexem Denken muß durch geeignete Methoden (Spiele, Computersimulationen) gefördert werden.

Erlebniskomponente

Empirische Untersuchungen liefern Hinweise darauf, daß sinnliche Erfahrungen und Erlebnisse mit Natur (Landschaft, Pflanzen und Tieren) eine fördernde Rolle für die Schutzbereitschaft spielen (Klee und Berck, 1993; Eigner und Schmuck, 1998). Personen, die ihre Freizeit gern und häufig in der Natur verbringen (Wandern, Vögel beobachten, Campen), zeigen im Alltag eher umweltschonende Handlungsweisen als Personen, die weniger häufige Naturkontakte haben (Nord et al., 1998). Kinder und Jugendliche mit intensiven Naturerfahrungen schätzen im Mittel Umweltbedrohungen als schwerwiegender ein, zeigen größere Betroffenheit und höhere Verantwortung für die Umweltsituation sowie eine größere Bereitschaft zu umweltfreundlichen Verhaltensweisen als Kinder und Jugendliche mit weniger intensiven Naturerfahrungen (Mayer und Bögeholz, 1995, Bögeholz, 1999). Naturerfahrungen können in unterschiedlicher Weise und in verschiedenen Kontexten gemacht werden. (Tab. I 2.5-1). Besonders die „ökologischen“ und „instrumentellen“ Typen weisen eine hohe Motivation und starke Intention zu umweltfreundlichen Handlungen auf, für deren Förderung die bestehenden Bildungseinrichtungen (Kindergärten und Schulen) eine Vielzahl von Möglichkeiten bieten. Es sollte auch nicht übersehen werden, daß Naturerleben und -aneignung wichtige soziale Funktionen erfüllen. Nicht allein das Naturerlebnis ist entscheidend, sondern auch die Tatsache, daß es mit einer sozialen Bezugsgruppe geteilt werden kann (Szagun et al., 1994).

Diese mit intensiven Naturerfahrungen einhergehenden unterschiedlichen Naturerlebnisse sollten im Rah-

Tabelle I 2.5-1
Dimensionen der Naturbeziehungen.
Quelle: Mayer und Bögeholz, 1995

Individuelle Orientierung	Kultureller Kontext	Gegenstandsbereich	
		Lebewesen	Tätigkeiten
Erkundend	Wissenschaft	Charakterarten, systematische Gruppen	Naturkundliche Studien und Hobbies
Ökologisch	Naturschutz	Bedrohte und geschützte Arten	Ökologisches Engagement, Naturschutzaktivitäten
Instrumentell	Wirtschaft	Nutztiere und -pflanzen, Wildfrüchte, Pilze	Gärtnern, Jagen, Fischen, Ernten
Ästhetisch	Ästhetik	Zimmer-, Zierpflanzen, Ästhetische Naturobjekte	Wandern, Naturphotographie, Naturzeichnen, Gärtnern
Sozial	Tierpartnerschaft	Haus-, Heim-, Hobbytiere, Sporttiere	Heimtierhaltung und -zucht, Tierschutzaktivitäten, Sport mit Tieren

men von Umweltbildungsmaßnahmen gefördert, aber auch weiterhin wissenschaftlich evaluiert werden.

Wertekomponente

Die Funktionsweise von Ökosystemen läßt die Ableitung normativer Aussagen nicht zu (Kap. H). Daher ist die Diskussion von Werten und ethischen Aspekten im Hinblick auf die Bildungsziele „Stärkung politischer Partizipationsbereitschaft und Kompetenzerwerb zur Bewertung und Risikoeinschätzung von Produkten, Projekten, Programmen, Entwicklungen usw.“ (BLK, 1998) für eine angemessene Behandlung des Themas unabdingbar. Lernende müssen nicht nur Einsicht in ihre eigenen Werthaltungen in bezug auf Natur und biologische Vielfalt gewinnen und diese begründen können, sondern die Vielfalt von existierenden und häufig konträren Interessen und Werthaltungen verstehen lernen. Sie sollten lernen, die Perspektive anderer zu übernehmen und in Konfliktfällen (Schutz versus Nutzung) begründbare Entscheidungen auszuhandeln.

Das Konzept des lebenslangen Lernens und zielgruppenspezifischer Angebote

Der Umgang mit Natur wird von klein auf gelernt und eingeübt (WBGU, 1993, 1996a). An dem lebenslangen Sozialisations- und Lernprozeß ist eine Vielzahl von Bildungsinstitutionen und prägenden sozialen Bezugsgruppen beteiligt. Dazu zählt der Kindergarten, die Schule, die berufliche Ausbildung und Tätigkeit, sonstige Netzwerke und Gruppen (NRO), die Familie, Freunde und Nachbarschaft. Die Behandlung des Themas Schutz der Biosphäre muß, damit sie erfolgreich sein kann, zielgruppenspezifisch und angepaßt an den jeweiligen Bildungsabschnitt erfolgen. Das heißt, die Inhalte müssen den Wissenstand und den Erfahrungshintergrund der jeweiligen Rezipienten berücksichtigen und an jeweilige Alltagskontexte anschließen. Menschen nehmen neue Information aktiv auf, interpretieren sie und vergleichen sie mit vorhandenen Wissensbeständen oder Überzeugungen. Palmer (1995, zitiert nach Environment Canada, 1998) fand in ihren Untersuchungen, daß Kinder beim Schuleintritt bereits klare Vorstellungen von weit entfernten Umwelten haben und auch Konzepte von Biodiversität besitzen, und dieses Wissen die Interpretation neuer Informationen und Erfahrungen beeinflußt.

Die Auswertung von Modellversuchen in Deutschland hat vielfach die Bedeutung der Integration von Bildungsinhalten in die Lebenswelten spezifischer Zielgruppen gezeigt (de Haan et al., 1997). Insgesamt bestehen also weniger konzeptionelle Defizite bezüglich einer adäquaten Umweltbildung, vielmehr mangelt es am entsprechenden Transfer in die Bildungspraxis. Hier muß verstärkte Fortbildung der Lehrenden und der Abbau struktureller Barrieren einsetzen, darüber hinaus müssen aber auch verstärkt Anreize für eine wirkungsvolle Bildungspraxis gesetzt werden.

Besondere Zielgruppen

In vielen Konventionen, vor allem aber in der A GENDA 21, wird immer auf die Bedeutung spezifischer Zielgruppen für die Verwirklichung von Nachhaltigkeitszielen hingewiesen. Für den Schutz der Biosphäre seien einige relevante Gruppen benannt:

- Für Frauen sollten besondere Bildungsangebote vorgesehen werden, da sie in ihrer zentralen Stellung für die Organisation von Haushalt und Familie in der Regel nicht nur einen großen Einfluß auf Konsumentscheidungen (Erwerb von Nahrungsmitteln, Kleidung usw.) haben, sondern auch für die Gestaltung von Sozialisationsbedingungen und die Kindererziehung zuständig sind. Sie haben damit einerseits große Entscheidungsmacht für einen nachhaltigen Konsum, andererseits wirken sie über entsprechendes Erziehungshandeln auf die Entwicklung neuer Einstellungsmuster und Lebensstile. Die herausragende Rolle der Frauen für die Entwicklung nachhaltiger Produktions- und Konsummuster ist inzwischen häufig thematisiert worden (WBGU, 1998a), und sollte

bei bildungsbezogenen Maßnahmen der Entwicklungshilfe besondere Berücksichtigung finden.
- Besondere Aufklärungsprogramme sind für Touristen zu entwickeln und auszubauen, die, häufig unwissend, den Handel mit bedrohten Tierarten unterstützen.
- Für Konsumenten, die auf Grund ihrer Nachfrage die Ausrottung bestimmter Tierarten zu verantworten haben, müssen – unter Berücksichtigung kulturspezifischer Konsummuster – Programme entwickelt werden, die Anreize für den Verzicht oder weitgehende Einschränkung bestimmter Nahrungsgewohnheiten setzen. Auch der Ausbau bestehender rechtlicher Sanktionsmöglichkeiten, wie sie etwa für den internationalen Handel im Rahmen von CITES schon bestehen, muß geprüft werden. Ein Beispiel für Nachfrageverhalten mit schädlichen Folgen ist der bei wohlhabenden chinesischen Familien als Statussymbol geltende Verzehr von lebend gefangenen Fischen (durch den Einsatz von Zyankali) in Hongkong und anderen asiatischen Ländern (Kap. E 2.4). Auch die im Rahmen der traditionellen asiatischen Medizin begehrten Tierteile (Knochen des Tigers, Horn des schwarzen Rhinozeros) haben zum dramatischen Rückgang der Populationen beigetragen (D 3.1).
- Eine wichtige Rolle für die Veränderung von biosphärenschädigenden Verhaltensweisen kommt lokalen Gruppen von NRO zu, deren Bemühungen besonderer Unterstützung bedarf. Sie erreichen häufig Gruppen und agieren an „Lernorten“, die durch formelle Bildungsprogramme nicht erreicht werden. Neben der finanziellen Unterstützung sind für die NROs in der Regel keine inhaltlichen Bildungsangebote notwendig, sondern Angebote für Lerntechniken, Kommunikationsstrategien, Projektplanungsmethoden, Methoden selbstorganisierten Lernens und der Partizipation.
- An den Brennpunkten biologischer Vielfalt ist die Stärkung und der Ausbau der entsprechenden Bildungsaktivitäten dringend geboten. Vor allem ist die Förderung partizipativer Schutzprojekte vorzusehen unter besonderer Berücksichtigung des Potentials von NRO.

Biosphärenreservate als besondere Lernorte mit verschiedenen Zielgruppen

Die Biosphärenreservate der UNESCO sind in besonderer Weise für Bildungs- und Lernprozesse geeignet, da zusammen mit der lokalen Bevölkerung Schutz und Nutzung besonders wertvoller Ökosysteme integriert werden muß. Die drei Zonen der Biosphärenreservate (Kern- bzw. Schutzzone, Pflege- und Entwicklungszone) verlangen unterschiedliche Schutz- und Nutzungskonzepte, die von ganz unterschiedlichen Akteuren (Biosphärenreservatsleitung, Landbesitzer, Land- und Forstwirte, Jagdbesitzer, Einwohner, Touristen, Naturschutzverbände usw.) realisiert werden müssen. Hier ist es notwendig, ökonomische, ökologische und soziale Interessen und Ansprüche zu artikulieren und auszuhandeln. Die 356 Biosphärenreservate in 90 Staaten (Stand: Januar 1999), die gemäß UNESCO-Definition auch der Bildung dienen sollen, bieten eine hervorragende Möglichkeit der Vernetzung von Bildungs- und Lernprogrammen und für den Erfahrungsaustausch.

Ausbildung für Ausbilder

Elementare Voraussetzung für eine zielgruppenspezifische Bildung zum Schutz biologischer Vielfalt ist eine sorgfältige Ausbildung des Bildungspersonals. Die entsprechenden Konzepte müssen integrativer Bestandteil der Berufsausbildung für Lehrende sein. Lehrende, die bereits beruflich tätig sind, müssen die entsprechenden Fortbildungen wahrnehmen. Dabei ist zu prüfen, wo eine wirksame Unterstützung von entsprechenden Bildungsmaßnahmen in Ländern mit hoher biologischer Vielfalt geleistet werden kann.

I 2.5.5 Maßnahmen für das „Lernen“ nachhaltiger Lebensstile

Neben Umweltbildungsmaßnahmen, die die wissens-, erlebens- und wertorientierte Auseinandersetzung mit der Biosphäre und der biologischen Vielfalt fördern, ist es auch notwendig, gezielte Maßnahmen zur Förderung umweltschonender Handlungsweisen zu ergreifen, die im konkreten Alltagsleben bei Individuen und Gruppen wirksam werden können. Landschaftsverbrauch und Eintrag von Schadstoffen in die Natur sind wesentliche Ursachen für die Zerstörung biologischer Vielfalt. In den Ländern Südamerikas und Asiens sind die Abholzung großer Waldflächen, in tropischen Küstenregionen der Landschaftsverbrauch durch die Zerstörung und Umwandlung der natürlichen Küstenökosysteme (z. B. Mangroven, Korallen), in Europa der Landschaftsverbrauch durch die Landwirtschaft wichtige Ursachen für die Beeinträchtigung biologischer Vielfalt (BfN, 1997a). Die damit einhergehenden Handlungsmuster und die zugrundeliegenden Triebkräfte sind komplex und variieren von Region zu Region. Dieser Komplexität wird durch das Syndromkonzept des Beirats, hier vor allem durch das Raubbau-, das Aralsee- und Dust-Bowl-Syndrom, Rechnung getragen (Kap. G). Eine Vielzahl von Maßnahmen muß zur Problemlösung entwickelt, eingesetzt und evaluiert werden (Kap. I 3 und K).

Beispielhaft soll auf die Veränderungsmöglichkeiten individueller Konsumentscheidungen (Gebrauch von Nahrungsmitteln) eingegangen werden, und zwar aus der Perspektive europäischer Verhältnisse, wo Landschaftsverbrauch und Schadstoffeinträge im Alltagshandeln von Verbrauchern durch den Konsum von Lebensmitteln aus „nichtökologischem Landbau“ relevant wird. In ähnlicher Weise könnte auch die Verringerung

des Papierverbrauchs angegangen werden. In den Sozialwissenschaften ist eine Reihe von Maßnahmen entwickelt worden, durch die Veränderungen der Handlungsweisen von Gruppen und Gesellschaften „angestoßen“ werden können (Homburg und Matthies, l998; Mosler und Gutscher, 1998). Solche Maßnahmen stellen „Veränderungstechniken“ dar und umfassen ein breites Spektrum, das über die reine Informationsvermittlung hinaus geht.

Informationsvermittlung und Erwerb von Wissen sind notwendige Maßnahmen, aber sie sind keineswegs ausreichend, um komplexe Handlungsmuster zu verändern. Die im folgenden genauer dargestellten Techniken zur expliziten Veränderung von Verhalten können auf verschiedenen Ebenen im Zusammenspiel mit unterschiedlichen Akteuren angewandt werden: Sie können in großen landesweiten „Programmen“, in kleineren Programmen zum Beispiel auf kommunaler Ebene oder als Programm für spezielle Institutionen, wie Schulen, Krankenhäusern usw. durchgeführt werden. Die Bundesregierung sollte als Initiatorin solcher Programme auftreten und hierzu gegebenenfalls auch finanzielle Mittel bereitstellen. Zudem muß gesichert sein, daß die notwendigen Rahmenbedingungen auf Bundes- und Länderebene geschaffen werden, die die angestrebten Handlungsänderungen ermöglichen. Die Programme sollten von lokalen Akteuren geplant und durchgeführt werden, wobei die Zusammenarbeit mit Forschungsinstituten anzustreben ist, um eine wissenschaftliche Begleitung und Evaluation sicherzustellen. Im ersten Schritt muß entschieden werden, welches Handlungsfeld (Kaufentscheidungen, Mobilitätsentscheidungen, Energieverbrauch usw.) verändert werden soll und welche Einflüsse auf diese Handlungen als relevant erachtet werden. Exemplarisch wird in diesem Abschnitt auf die Veränderung von Kaufentscheidungen im Lebensmittelbereich eingegangen. Im folgenden werden einige Prinzipien beschrieben, die für die Planung und Durchführung von entsprechenden Maßnahmen von Bedeutung sind.

Veränderung umweltrelevanter Handlungsweisen

Am Beispiel des Konsums von Lebensmitteln aus ökologischem Landbau soll dargestellt werden, welche Schritte und Maßnahmen ergriffen werden müssen, um diese nachhaltigere Landnutzungsform zu fördern. Da speziell für dieses Konsumverhalten kaum empirische Daten vorliegen, werden die Ergebnisse aus anderen, gut untersuchten Handlungsbereichen (Recycling und Vermeidung von Abfällen, Energiesparen, Verkehrsvermeidung) übertragen (Schahn und Giesinger, 1993; Geller, 1995; Schultz et al., 1995). Es sind zwei Prinzipien zu beachten (Kotler und Roberto, 1991):

1. Es muß immer ein Bündel verschiedener Maßnahmen angewandt werden; singuläre Aktionen reichen nicht aus, stabile Verhaltensmuster zu verändern.
2. Die Maßnahmen müssen – wo immer dies möglich ist – zielgruppenspezifisch gestaltet werden, da nur so eine effiziente Wirkweise erwartetet werden kann. Die Zielgruppenpassung der Maßnahmen kann insbesondere durch Partizipationsmöglichkeiten sichergestellt werden (Geller, 1989; Matthies und Krömker, 1999). Genaue Umsetzungsvorschläge, wie Zielgruppenspezifität erreicht werden kann, werden z. B. im Rahmen des partizipativen sozialen Marketings gemacht (Prose, 1997).

Im folgenden werden die Faktoren genannt, die einen Einfluß auf den Konsum von „Bioprodukten“ haben. Daran anschließend werden Maßnahmen aufgeführt, die zu einer Veränderung der jeweiligen Einflußfaktoren und damit letztlich zu Handlungsänderungen führen. Dabei ist die Zuordnung der einzelnen Maßnahmen zu den Einflußfaktoren nicht trennscharf, sie können sich auch auf mehrere Einflußfaktoren beziehen.

Handlungsmöglichkeiten

Der Konsum von Bioprodukten läßt sich nur dann steigern, wenn sie für Konsumenten einfach verfügbar sind. Dazu reicht es z. B. nicht aus, daß sich ein oder zwei spezielle „Bioläden“ in der Kommune befinden, die zu erreichen nur mit einem erhöhten Aufwand an Zeit und Organisation möglich ist. Vielmehr müßten diese Produkte in jedem normalen Supermarkt zu beziehen sein. Auch die Vielfalt und Qualität der angebotenen Produkte muß sichergestellt sein, da nicht davon ausgegangen werden kann – wie es offenbar manchmal bei der Vermarktung ressourcenschonender Produkte angenommen wird –, daß die Konsumenten bereit sind, mindere Qualität, geringe Auswahl und höhere Preise in Kauf zu nehmen (Schneider, 1998).

Maßnahmen zur Verbesserung der Handlungsmöglichkeiten sind:

- *Veränderung der Situation.* Die deutliche Stärkung des Angebots in normalen Supermärkten oder der Zusammenschluß verschiedener Produzenten, um eine ausreichende Lieferkapazität zu sichern und eine einheitliche Produktpräsentation zu erlauben, sind Beispiele dafür.
- *Hinweise und Etikettierung.* Eine eindeutige Kennzeichnung der Produkte (z. B. Grünes Umweltzeichen) muß geschaffen und eine Verunsicherung von Konsumenten durch Vielfalt und widersprüchliche Informationen vermieden werden. Auch deutliche Hinweise innerhalb der Läden auf die Produkte durch Beschilderung und entsprechendes Ladendesign sind relevant.

Einstellungen, Werte, Normen

Einfluß auf Konsumentscheidungen kommt durch positive oder negative Einstellungen dem Produkt gegenüber zustande. Positive Einstellungen zum Umweltschutz fördern die Bereitschaft zu entsprechenden Handlungen. Die Einstellung, daß die Erhaltung biologischer

Vielfalt erstrebenswert ist, kann dazu führen, daß Konsumenten größere Umstände, Mühen und Kosten auf sich nehmen, um die entsprechenden Handlungsweisen durchführen zu können (Bamberg und Kühnel, 1998). Sind keine positiven Einstellungen vorhanden, werden Handlungsweisen, die größeren Aufwand erfordern, unwahrscheinlicher. Werthaltungen und Einstellungen führen auch dazu, daß Personen nach weiteren Informationen und nach entsprechenden Handlungsoptionen suchen. Für die Entstehung von Einstellungen, Werten und Normen spielt die Zugehörigkeit zu einer Bezugsgruppe eine entscheidende Rolle (Fuhrer und Wölfing, 1997), da diese normbildend und verstärkend wirken. Auf neue Handlungsoptionen werden Verbraucher zwar häufig durch schriftliche Informationen und Werbung aufmerksam, für die Handlungsentscheidungen sind aber oft Gespräche mit Nachbarn, Freunden, Vereinskameraden oder Verwandten ausschlaggebend. Ihre Multiplikatorenfunktion muß daher beachtet werden (Prose, 1997). Mögliche Maßnahmen zur Förderung positiver Einstellungen zur Erhaltung der Biosphäre sind:

- *Persuasion.* Vertrauens- und glaubwürdige Personen (Nachbarn, Freunde, Familie usw.) fungieren als Multiplikatoren, kommunizieren das Thema nach Möglichkeit persönlich und versuchen, den Gesprächspartner zu überzeugen.
- *Modellverhalten.* In (Massen)medien, auf Werbeplakaten, in Broschüren usw. werden die erwünschten Handlungen von Modellpersonen vorgelebt und demonstriert. Modelle können fiktive oder reale Personen oder auch, für bestimmte Zielgruppen, Comicfiguren sein.
- *Ziele.* Personen oder Institutionen (Supermärkte, Schulen, Mensen usw.) werden gebeten, sich freiwillig ein bestimmtes Ziel (z. B. 30% aller benötigten Lebensmittel werden durch Bioprodukte gedeckt) zu setzen, das sie erreichen wollen. Das Ziel darf weder zu hoch, noch zu niedrig gesetzt werden, um ein schnelles Aufgeben aufgrund von Überforderung oder weil das Ziel bereits erreicht wurde, zu verhindern. Wichtig ist, die Einhaltung des Zieles zu überprüfen.
- *Selbstverpflichtung.* Diese Methode kann eng mit der Zielsetzung verknüpft werden. Personen oder Institutionen verpflichten sich freiwillig, ein bestimmtes Ziel zu erreichen und fühlen sich in der Regel daran wie an ein Versprechen gebunden. Am wirksamsten ist eine öffentliche Selbstverpflichtung. Auch hier ist eine Überprüfung der tatsächlichen Fortschritte maßgeblich.

Wahrnehmung der Produkte

In Abhängigkeit von Alltagswissen und Überzeugungen potentieller Konsumenten bezüglich der Eigenschaften von Bioprodukten wirken diese Produkte attraktiv oder nicht. Relevante Eigenschaften, deren Wahrnehmung und positive Bewertung durch eine entsprechende Darstellung (Promotion) in der Öffentlichkeit gefördert werden sollte, könnten sein: Geschmack, Gesundheitsverträglichkeit, Haltbarkeit, Aussehen, Erreichbarkeit, Preis, Auswahl oder positive oder negative Konnotationen, die mit der Herkunft der Produkte assoziiert werden.

Maßnahmen zur Förderung einer positiven Wahrnehmung der Produkte sind:

- *Werbung.* Die relevanten positiven Eigenschaften der Produkte werden durch Massenkommunikation (z. B. Plakate, Werbespots), selektive Kommunikation (Radio- und Fernsehbeiträge) oder persönliche Kommunikation (z. B. Weitergabe von Handzetteln, Nachbarschaftsgespräche, sonstige Multiplikatoren) verbreitet.
- *Verkaufspräsentation.* Durch eine ansprechende Gestaltung der Präsentationsflächen (Helligkeit, Geräumigkeit, Sauberkeit, Hintergründe, Übersichtlichkeit usw.) in den Geschäften wird die Attraktivität der Produkte unterstrichen.
- Ebenso sind die genannten Strategien des *Modellverhaltens*, *gezielter Hinweise* und der *Persuasion* einschlägig.

Wissen über die Produkte

Eng mit der Wahrnehmung der Bioprodukte ist das Wissen über sie und über herkömmliche Lebensmittel verknüpft. Nur wer überhaupt etwas über die ökologischen Hintergründe der Lebensmittelproduktion, ihre Ursachen, Folgen und Nebenwirkungen weiß, ist in der Lage, bewußte Konsumentscheidungen zu treffen. Auch das Wissen, wo Bioprodukte erhältlich sind, ist eine wichtige Voraussetzung. Des weiteren ist entscheidend, daß Konsumenten wissen, wie sie die Produkte erkennen können. Maßnahmen zur Steigerung des Wissens über Bioprodukte sind:

- *Wissensvermittlung.* Über alle verfügbaren Kommunikationskanäle (Massenkommunikation, selektive und persönliche Kommunikation) werden die relevanten Zusammenhänge und Bewertungen allgemeinverständlich und mit lokalem Bezug dargestellt. Die Bezüge zu den eigenen Handlungsmöglichkeiten müssen deutlich erkennbar sein. Auch hier sind zielgruppenspezifische Unterschiede zu beachten.
- *Besichtigungen.* Interessierte sollten die Möglichkeit haben, die entsprechenden Produzenten und ihre Produktionsmethoden kennenzulernen. Neben „Tagen der offenen Tür" können die Produktionshintergründe, z. B. auch durch Videos an den Verkaufsorten, dargestellt werden. Dabei sollten Bezüge zu den regionalen Landschafts- und Naturverhältnissen deutlich werden.

Handlungsanreize

Der Anreiz für den Konsum von Bioprodukten muß im Vergleich zu herkömmlichen Produkten sichtbar werden. Anreize sind eng mit der Wahrnehmung der Waren

verknüpft. Eine Anreizsetzung über den Preis kann durch gezielte staatliche Förderung biologischen Landbaus erreicht werden, wie es derzeit beispielsweise in dem EU-konformen Österreichischen Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) geschieht. Handlungsanreize können zudem auch über immaterielle Werte wie die Verantwortungsübernahme für eine intakte Natur, eine gesündere und geschmackvollere Ernährung, einen Beitrag zur regionalen Arbeitsplatzerhaltung usw., geschaffen werden. Hier ist das Wissen darüber, welche Produkteigenschaften für welche Zielgruppe Anreize darstellen können, eine wesentliche Voraussetzung. Mögliche Maßnahmen zur Erhöhung des Anreizes des Konsums von Bioprodukten sind:

- *Belohnungen.* Die Konsumenten von Bioprodukten werden für ihre Entscheidung durch materielle oder auch immaterielle Geschenke „entschädigt". Das könnten z. B. weitere Produkte sein, die zu umweltschonendem Verhalten einladen (Brotdose, Trinkflasche usw.), weitere Biolebensmittel oder auch Einladungen auf die Biohöfe. Diese Maßnahmen eignen sich nicht zum Dauereinsatz (hohe Kosten) und sind auch nicht geeignet, eine intrinsische Motivation der gewünschten Handlungen aufzubauen, können aber gerade bei der Initiierung neuer Handlungsweisen wertvolle Dienste leisten.
- *Lotterien.* Auch hier geht es um eine „Entschädigung" der Konsumentscheidung, mit dem Unterschied, daß sie nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu erhalten ist.
- *Wettbewerbe.* Verschiedene Organisationen (Supermärkte, Stadtteile, Straßenzüge, Kommunen, Schulen usw.) werden motiviert, miteinander in Wettbewerb über den Anteil des Konsums von Bioprodukten zu treten. Wichtig dabei ist, daß der Konsum noch mit weiteren ideellen Werten (z. B. Stadt x tut mehr für die Nachhaltigkeit der Region als Stadt y) verknüpft ist, die identitätsstiftende Funktionen übernehmen.

Wahrnehmung der Handlungskonsequenzen

Die aus einer Handlung resultierenden Folgen beeinflussen, ob diese wiederholt wird oder nicht. Entscheidend dabei ist, welche der vielen möglichen Folgen wahrnehmbar sind und welche davon beachtet werden. Die Erhaltung biologischer Vielfalt ist für Laien in der Regel schwer wahrnehmbar, erst recht in einer städtischen Umgebung. Leichter wahrnehmbar sind unmittelbar auf den eigenen Lebensalltag bezogene Faktoren, wie höhere Ausgaben für die Nahrungsmittelversorgung oder eine Qualitätssteigerung. Die positiven Konsequenzen der Konsumentscheidung müssen für die Verbraucher sichtbar werden, um das Verhalten attraktiv zu machen. Die wahrgenommenen Handlungskonsequenzen haben wiederum Einfluß auf das Handlungswissen, die Handlungsanreize, die Produktwahrnehmung und auch auf die Einstellung zum Produkt. Maßnahmen zur Vermittlung der Handlungskonsequenzen sind:

- *Rückmeldungen.* Rückmeldungen können sich auf verschiedene Folgen des verstärkten Konsums von Bioprodukten beziehen. Denkbar sind z. B. Mitteilungen über die eingesparten Pestizidmengen oder Transportkilometer, über die Wiederansiedlung bestimmter Tier- oder Pflanzenarten, über die Anzahl die Produktion umstellender Höfe oder über die Anteile des Gesamtabsatzes von „Bioprodukten" pro Supermarkt oder Kommune. Die Rückmeldungen können in verschiedener Form, z. B. durch Werbeplakate, Zeitungsmitteilungen, Handzettel, lokale Nachrichten, persönliche Anschreiben gegeben werden. Insbesondere können Rückmeldungen auch mit Wettbewerben kombiniert werden.

I 2.5.6 Forschungs- und Handlungsempfehlungen

Bildung und Lernen sind wichtige Instrumente für den Schutz und die schonende Nutzung der Biosphäre. Ihr Einsatz sollte in Abstimmung und im Zusammenwirken mit anderen Instrumenten und Wegen zur Entwicklung und Förderung nachhaltiger Wirtschafts- und Lebensweisen, die die Erhaltung der Biosphäre sicherstellen, erfolgen. Bildung und Lernen für die Biosphäre dürfen nicht auf das schulische Lernen beschränkt bleiben: „Biodiversitätserziehung ist nicht nur für Kinder und für die Schule gedacht; es findet in unseren Wohnungen, an unseren Arbeitsplätzen, in unserer Gemeinde, in unseren Ferien und auch in unseren Schulen statt" (Environment Canada, 1998). Bildung und Lernen dürfen auch nicht auf Wissensvermittlung und Informationskampagnen beschränkt werden. Vielmehr ist es notwendig, eine breite Konzeption von Bildung und Lernen, wie sie in diesem Kapitel angestrebt worden ist, zugrunde zu legen und diese auch in die Praxis umzusetzen.

Auch wenn die Themen Biodiversität, die Stellung des Menschen in der Biosphäre, seine schädigenden und potentiell Nutzen stiftenden Einflüsse für die Erhaltung der Biosphäre noch kaum unter der Bildungsperspektive aufgegriffen worden sind, so liegt doch schon genügend Wissen vor, das unmittelbar in Bildungs- und Lernprogramme umgesetzt werden kann; anderes Wissen kann per Analogieschluß aus anderen Bereichen des Natur- oder Klimaschutzes fruchtbar gemacht werden. Viele Fragen sind aber noch durch weitere systematische Forschung aufzugreifen und problemlösungsorientiert für Bildung und Lernen zu bearbeiten. Dazu gehören etwa

– die verstärkte Untersuchung von Alltagsvorstellungen, Konzepten und Einstellungen bezüglich Biodiversität, die Rolle der Biosphäre für das menschliche Leben, das Verhältnis von Natur und Kultur als

Grundlage für zielgruppenspezifische Lern- und Bildungsaktivitäten,
– die Förderung kulturspezifischer und kulturvergleichender Forschung zu Wahrnehmungen, Konzepten, Einstellungen, Werthaltungen hinsichtlich biologischer Vielfalt, ihres Schutzes und ihrer Nutzung (z. B. auch zu indigenen Wissens- und Überzeugungssystemen), um die kulturspezifische Perspektivendivergenz sowie die zielgruppenspezifische Interessenvielfalt auch in ihrer politischen Relevanz (bei Vertragsstaatenverhandlungen, runden Tischen usw.) zu erkennen.

Gleichwohl läßt sich auch beispielhaft eine Reihe von Handlungsempfehlungen formulieren, die das umweltpolitische Instrument der Bildung bereits jetzt wirksamer machen könnten, als es zur Zeit ist:

• Zusammenstellung und Auswertung internationaler Forschungsergebnisse zum „biodiversity learning“, zu ersten Schulcurricula und auch außerschulischen Modellprojekten.
• Prüfung von Umweltbildungsprogrammen und Ansätzen des kommunalen Umweltlernens auf ihre Übertragbarkeit bzw. Anpassungsfähigkeit für andere geographische Kontexte und Zielgruppen.
• Überprüfung der Vereinbarkeit rechtlicher, technischer und ökonomischer Rahmenbedingungen, innerhalb derer „Umweltlernen“ initiiert und stabilisiert werden soll, um widersprüchliche Lernanreize zu vermeiden,
• Systematische Analyse von Bildungsaktivitäten in Biosphärenreservaten und ihres Zusammenhangs mit anderen biosphärenreservatsbezogenen Management-aktivitäten für die Erhaltung und Nutzung biologischer Vielfalt. Förderung der Vernetzung von Bildungsaktivitäten in Biosphärenreservaten national, europaweit und international unter Nutzung bzw. Ausbau bereits vorhandener Informationssysteme (z. B. BRIM = Biosphere Reserve Integrated Monitoring) und Kooperationssysteme bei der UNESCO. Klärung einer möglichen Unterstützung solcher Vernetzungsinitiativen durch nationale oder UNESCO-Fonds.

Die Biodiversitätskonvention: Umsetzung, Vernetzung und Finanzierung

I 3

Das komplexe Netzwerk an Organisationen, Konventionen, Plänen und Programmen für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt zeigt, daß die Biosphärenpolitik inzwischen ein wichtiges Handlungsfeld der internationalen Beziehungen ist. Vor dem Hintergrund des Leitbilds der nachhaltigen Entwicklung hat sich dabei ein Wandel von klassischen, sektoral oder regional fokussierten Konzepten des Arten- und Naturschutzes hin zu komplexen Vereinbarungen über das Verhältnis Mensch-Biosphäre vollzogen. Neben den direkten Wirkungszusammenhängen, wie z. B. Übernutzung oder Raubbau, spielen zunehmend auch sozioökonomische Fragen bei der Nutzung biologischer Ressourcen eine Rolle.

Das während der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung (United Nations Conference on Environment and Development, UNCED) in Rio de Janeiro 1992 gezeichnete Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD, hier Biodiversitätskonvention) ist Ausdruck dieses neuen, umfassenderen Ansatzes und ein wichtiges Zwischenergebnis in einem schwierigen Verhandlungsprozeß, der seit der UNCED zunehmend komplexer geworden ist.

I 3.1 Inhaltliche und institutionelle Grundlagen der Biodiversitätskonvention

Die Biodiversitätskonvention ist heute das zentrale und maßgebliche internationale Regelwerk für die Biosphäre (WBGU, 1996a). Bestehende biosphärenrelevante Konventionen, Programme (Kap. I 3.3.3) und Institutionen haben sich seit Inkrafttreten der CBD neu orientiert und ihre Arbeit an die neuen Konzepte und Ziele der CBD angepaßt.

Die CBD ist inzwischen von 178 Staaten ratifiziert worden. Die USA haben als einziges Industrieland bisher nicht ratifiziert: dies scheitert nach wie vor an einer Blockadepolitik innerhalb des US-Senats, die auch auf Widerstände seitens der Biotechnologieindustrie zurückzuführen ist.

Die Vertragsstaaten der CBD verpflichten sich zur *Erhaltung* der biologischen Vielfalt, zu einer *nachhaltigen Nutzung* ihrer Bestandteile und zu einem *ausgewogenen Ausgleich* für die sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebenden Vorteile (Art. 1 CBD). Diese „Zieltriade“ verdeutlicht den weitgefaßten Ansatz der Konvention: Im Vordergrund stand zunächst die Abdekkung institutioneller Defizite des globalen Natur- und Artenschutzes, die von der World Conservation Union (IUCN) mehrfach angemahnt worden waren. Die Beratungen im Vorfeld der UNCED waren darüber hinaus vom Leitbild der nachhaltigen Entwicklung geprägt, das die Integration der Erhaltung und Nutzung biologischer Vielfalt fordert.

Weiterhin wurde die Notwendigkeit einer fairen Lastenverteilung deutlich. Naturschutzmaßnahmen in den biodiversitätsreichen, jedoch strukturschwachen Ländern der Erde sollten durch erweiterten Finanz- und Technologietransfer ermöglicht und kompensiert werden. Diese Finanzierung wird im wesentlichen über die GEF abgewickelt. Die sog. Mehrkosten für Maßnahmen der Vertragsdurchführung (incremental costs), können von der GEF zur Verfügung gestellt werden. In den ersten Jahren bestand eine deutliche Diskrepanz zwischen den der Biodiversität zugewiesenen und den tatsächlich abfließenden Geldern. Die Anwendung der Finanzierungsmaßgaben der GEF schien sich für die Biodiversitätspolitik schwieriger zu gestalten als z. B. für die Klimapolitik. Die Feststellung der Mehrkosten für die Erhaltung der weltweiten biologischen Vielfalt durch bestimmte, in einzelnen Vertragsstaaten ergriffene Maßnahmen stellt nach wie vor eine Herausforderung für Umweltökonomen und Entscheidungsträger dar.

Die Biodiversitätskonvention regelt die Verfügbarkeit und Nutzung biologischer Vielfalt. Sie hebt dabei die nationale Souveränität der Vertragsstaaten über ihre biologische Vielfalt hervor und überläßt ihnen die Regelung des Zugangs zu diesen Ressourcen. An die Stelle des älteren Prinzips der biologischen Vielfalt als gemeinsames Erbe der Menschheit (common heritage) tritt das neue Prinzip der gemeinsamen Sorge (common concern) für den Umgang mit der biologischen Vielfalt. Feste Vorgaben für die Vereinbarungen zwischen „Anbietern“ und „Nutzern“ biologischer Vielfalt enthält die CBD nicht. Die Vertragspartner sollen jedoch Verfahren der vorherigen Information und Zustimmung entwickeln und ihre Vereinbarungen entsprechend der beidseitig akzeptierten Maßgaben gestalten. In ihren regelmäßigen Beratungen konkretisieren die Vertragsstaaten den Rahmen für die Zugangsregelungen und

das Konzept des Vorteilsausgleichs und bemühen sich, die relevanten Interessengruppen einzubeziehen (Kap. I 3.2.9).

Zur Umsetzung der in der Präambel dargelegten Prinzipien und der Zieltriade verpflichtet die CBD die Vertragsstaaten zu einer Reihe von Maßnahmen (WBGU, 1996a). Artikel 5–21 beziehen sich auf inhaltliche Fragen und fordern insbesondere die

- Entwicklung nationaler Strategien zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt sowie die Überprüfung bestehender Pläne und Programme hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Kap. I 3.2.1.2),
- Erfassung, Erforschung und Überwachung biologischer Vielfalt (Kap.I 3.2.6 und I 3.2.7),
- Verstärkung von *In-situ-* Maßnahmen (z. B. durch den Aufbau eines Systems von Schutzgebieten) und ergänzend Unterstützung von *Ex-situ-* Maßnahmen (z. B. in botanischen und zoologischen Gärten sowie in Genbanken; Kap. I 3.3.1 und I 3.3.2.2),
- Verbesserung der institutionellen Rahmenbedingungen, Anwendung von (z. B. ökonomischen) Anreizen für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt und Abbau negativer Anreize (Kap. I 3.5),
- Förderung nationaler Kapazitäten, Verstärkung und Erweiterung der wissenschaftlich-technischen Zusammenarbeit, der Bildungs- und Ausbildungsprogramme sowie des Informationsaustauschs (Kap. I 3.2.2 und I 3.2.3).

Der institutionelle Rahmen für die Kooperation der Vertragsstaaten bei der Umsetzung der Konvention ist in Artikel 23–42 angelegt. Die Vertragsstaatenkonferenz (Conference of the Parties, COP) ist das beschlussfassende Gremium und tritt nach zunächst jährlichen Konferenzen nun im zweijährigen Turnus zusammen. Ein nachgeordnetes Gremium für wissenschaftliche, technische und technologische Beratung (Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, SBSTTA) bereitet diese Entscheidungen der COP vor und nimmt Arbeitsaufträge entgegen. Das Konventionssekretariat in Montreal koordiniert die Zusammenarbeit der Vertragsstaaten und organisiert den Informationsaustausch über den Auf- und Ausbau eines Kommunikationssystems, des „Clearing-House-Mechanismus“ (Kap. I 3.2.2)

Seit Inkrafttreten der CBD im Dezember 1993 haben vier Vertragsstaatenkonferenzen und vier Treffen des SBSTTA sowie zahlreiche Sitzungen informeller Arbeitsgruppen stattgefunden (WBGU, 1996a, 1998a). Die 1. COP in Nassau (1994) befaßte sich mit der organisatorischen und inhaltlichen Planung der weiteren Arbeit, richtete die entsprechenden Gremien ein und verabschiedete ein mittelfristiges Arbeitsprogramm. Die Themen der folgenden COPs in Jakarta (1995), Buenos Aires (1996) und Bratislava (1998) orientierten sich an dieser Prioritätensetzung. Eine Bestandsaufnahme des bisherigen Verhandlungsprozesses zeigt die Fülle an Entscheidungen und Empfehlungen zu einer großen Bandbreite an Themen. Es wurden Arbeitsprogramme für unterschiedliche Ökosysteme bzw. Nutzungssysteme verabschiedet und Arbeitsgruppen bzw. Expertengremien für die Beratung spezieller Querschnittsthemen (z. B. biologische Sicherheit, Zugang zu genetischen Ressourcen) eingerichtet. Der Dialog der Vertragsstaaten in dem verbindenden, wenn auch oft als zu vage kritisierten Rahmen der CBD hat sich als unverzichtbar erwiesen. Für die Entwicklung einer umfassenden Biosphärenpolitik kommt es jedoch neben dem Kooperationswillen der Vertragsstaaten auch auf eine dynamische Fortentwicklung des CBD-Systems selbst an. So wird die Vernetzung der Arbeit unter der CBD mit derjenigen unter anderen Konventionen und in anderen Prozessen der Weltumweltpolitik immer wichtiger. Darüberhinaus sprechen Defizite in der wissenschaftlichen Politikberatung und der Umsetzung (Kap. I.2.1) dafür, die bestehenden Gremien der CBD weiterzuentwickeln oder zu ergänzen.

I 3.2 Schwerpunkte der Umsetzung

Im Mai 2000 findet die 5. COP in Nairobi statt, an die hohe Erwartungen geknüpft sind. Ein besonders intensiv diskutiertes Thema wird die biologische Sicherheit sein (Kap. D 3.2). Die ursprünglich geplante Annahme eines „Biosafety-Protokolls“ über den grenzüberschreitenden Verkehr genetisch veränderter Organismen in Nairobi wird nach der im Februar 1999 gescheiterten Abschlußberatung in Cartagena noch längere Zeit in Anspruch nehmen und Verhandlungskapazitäten binden. Mehr als ein Statusbericht ist zu diesem Thema von der 5. COP nicht zu erwarten. Aufgrund seiner besonderen Bedeutung wird dieses Thema in Kap. D 3.2 gesondert behandelt.

Fortschritte der CBD sind dagegen auf dem Gebiet der Ökosysteme festzustellen. Von den Vertragsstaatenkonferenzen in Jakarta (1995), Buenos Aires (1996) und Bratislava (1998) wurden Arbeitsprogramme für marine- und Küstenbiodiversität, Waldbiodiversität, Agrobiodiversität und Biodiversität in Binnnengewässern entwickelt, deren Umsetzungsstand nun erörtert werden soll. Vorgesehen ist für künftige Konferenzen nun die Entwicklung von Arbeitsprogrammen für Trockengebiete, Grasland und Savannen sowie die Mittelmeerregion.

Als Querschnittsthemen wird es unter anderem um den Ökosystemansatz, um nichtheimische Arten („alien species“; Kap. E 3.6 und I 3.2.7), die Entwicklung von Indikatoren und die Förderung der Taxonomie gehen. Laufende Beratungen über Maßnahmen zur Implementierung der CBD – Tourismus, Anreizmechanismen, In-

formationsaustausch, Bildung und Ausbildung sowie Verträglichkeitsprüfungen – werden fortgesetzt.

Die 5. COP wird weiterhin auf den Ergebnissen der Arbeitsgruppe für die Umsetzung des Artikel 8(j) zur Rolle indigener und lokaler Gemeinschaften (voraussichtlich in Spanien, Januar 2000) und von dem Expertentreffen über den Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich (Costa Rica, Oktober 1999) aufbauen.

I 3.2.1 Innovative Strukturen in der Diskussion

Ein grundlegendes, übergreifendes Thema in der Vorbereitung der 5. COP ist die Überprüfung der Arbeitsweise der CBD. Die bestehenden Gremien ermöglichen zwar eine kontinuierliche Zusammenarbeit der Vertragsstaaten, sehen jedoch bisher nicht die Einbeziehung unabhängiger wissenschaftlicher Expertise vor und können die entscheidende Erfolgskontrolle nur unzureichend gewährleisten.

Ein informelles Expertentreffen (London, Januar 1998) hatte über Möglichkeiten der Verbesserung von Struktur und Arbeitsweise der CBD beraten und Empfehlungen an die 4. COP im Mai 1998 in Bratislava geleitet.

Dabei ging es insbesondere um die Verbesserung der wissenschaftlichen Beratung und der Implementierungskontrolle, die Einbeziehung nichtstaatlicher Akteure und die Zusammenarbeit mit anderen Konventionen und Programmen.

Die Einberufung eines gesonderten Arbeitstreffens im Juni 1999 (ISOC) zeigt, welche Bedeutung die Vertragsstaatengemeinschaft diesem Thema zuspricht. Die von vielen Vertragsstaaten der Gruppe der 77 und China geforderte Einrichtung eines neuen Implementierungsgremiums (Subsidiary Body on Implementation – SBI) erschwerte allerdings eine Einigung. Der Beirat empfiehlt der Bundesregierung, die Fortentwicklung des institutionellen Systems der CBD zu unterstützen und dabei insbesondere die in den beiden folgenden Kapiteln I 3.2.1.1 und I 3.2.1.2 erläuterten Empfehlungen und Argumente aufzugreifen.

I 3.2.1.1 Einrichtung eines IPBD für die wissenschaftliche Beratung

Die Erfahrungen aus unterschiedlichen Verhandlungsprozessen der internationalen Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik verdeutlichen den Bedarf an fundierter und unabhängiger wissenschaftlicher Beratung. Für die Klimaschutzpolitik erfüllt der IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) diese Aufgabe (WBGU, 1996b, 1998a). Eine vergleichbare Einrichtung gibt es für die Beratung und Begleitung der internationalen Biodiversitätspolitik nicht. Die Vagheit der wissenschaftlichen Grundlagen, Begriffe und Konzepte, mit denen in den Verhandlungen gearbeitet wird, wird zunehmend zum Hindernis bei der Ausarbeitung und Umsetzung von Entscheidungen der Vertragsstaaten. Ein Beispiel hierfür ist die Diskussion über die Definition und Ausgestaltung des Ökosystemansatzes (Kap. I 3.2.3), der zu den grundlegenden Konzepten der CBD gehört. Das wissenschaftliche Defizit liegt auf zwei Ebenen:

Zum einen sind die vorliegenden Erkenntnise über den Zustand und den Verlust der biologischen Vielfalt und die Folgen dieses Trends noch unzureichend und lückenhaft. Diese Lücken müssen systematisch identifiziert und aufgearbeitet werden. Gleichzeitig ist die fundierte wissenschaftliche Begleitung bereits politisch bearbeiteter Themen wichtig.

Zum anderen fehlt für die Umsetzung wissenschaftlicher Forschungsergebnisse in politikrelevante Handlungsoptionen die Integration von naturwissenschaftlicher, sozioökonomischer und juristischer Expertise.

Ein erster Versuch, den Mängeln gerecht zu werden, wurde mit der Erarbeitung des „Global Biodiversity Assessment“ (GBA) unternommen (WBGU, 1996a). Dieser GEF-finanzierte Bericht wurde 1995 von UNEP veröffentlicht und der 2. COP in Jakarta vorgelegt (Heywood und Watson, 1995). Wie der Originaltitel andeutet, handelte es sich dabei zunächst um eine Bestandsaufnahme, die eine sehr gute wissenschaftliche Grundlage für die internationale Biodiversitätspolitik darstellt. Der Prozeß zur Erstellung des Berichts war mit der breiten, internationalen Beteiligung von Wissenschaftlern und aufwendigem Peer-Review-Verfahren der Arbeit des IPCC recht ähnlich. Eine Fortführung und Ergänzung des GBA in Form eines kontinuierlichen Evaluierungs- und Beratungsverfahrens war nicht vorgesehen, es blieb bei dieser einmaligen Anstrengung – und bei vielen offenen Fragen der praktischen Politik vor dem Hintergrund des konstatierten dramatischen und irreversiblen Verlusts der biologischen Vielfalt.

Die wissenschaftlich-technische Beratung in der Biodiversitätspolitik ist bislang Aufgabe zweier ständiger Gremien: SBSTTA und der wissenschaftliche Ausschuß der GEF (Scientific and Technical Advisory Panel – STAP). Diese Gremien erfüllen jedoch fest umrissene Aufgaben im politischen Prozeß. STAP ist in erster Linie für die Prüfung der GEF-Projektanträge und die Evaluierungen zuständig und leistet darüber hinaus keine Politikberatung. Die Funktion des SBSTTA im CBD-System ist es, auf spezifische Anfrage der COP wissenschaftliche Expertisen anzuregen und auszuwerten. Die Ergebnisse dieser Expertisen müssen daraufhin in Beschlußvorlagen für die Vertragsstaatenkonferenz gebündelt werden. SBSTTA ist als nachgeordnetes, weisungsgebundenes Gremium der COP eng in das Arbeitsprogramm der CBD eingebunden, muß sich nach

den Arbeitsaufträgen der COP richten und kann seine Themen nicht frei auswählen. Im Kräftefeld der politischen Interessen ist die notwendige unabhängige wissenschaftliche Arbeit nicht zu realisieren. Häufig sind bei den SBSTTA-Sitzungen anstelle unabhängiger Wissenschaftler Regierungsvertreter anwesend und führen die Beratungen auf dem politischen Niveau der Vertragsstaatenkonferenz: SBSTTA wird zunehmend zu einer „Mini-COP“. Es bleibt abzuwarten, ob die nun vorgesehene Einrichtung technischer Expertenausschüsse des SBSTTA (Ad Hoc Technical Expert Panels) die Politisierung der SBSTTA-Beratungen zum Teil ausgleichen könnte, in dem sie einen fokussierten, wissenschaftlichen Diskurs zu ausgewählten Themen der CBD ermöglichen.

Neben SBSTTA und STAP fehlt also ein unabhängiges Expertengremium bzw. -netzwerk für die wissenschaftliche Politikberatung zur Biodiversität, das – neben prioritären selbstgewählten Themen – aktuelle Fragen und Probleme aus dem politischen Prozeß aufgreift, gezielte Empfehlungen erarbeitet und der Vertragsstaatengemeinschaft sowie allen interessierten Akteuren vorlegt. Dabei darf es nicht nur um die biologisch-ökologische Sicht gehen. Die Integration sozioökonomischer und juristischer Expertise in die Analysen und Handlungsempfehlungen ist unabdingbar. Das Wissenschaftsgremium sollte die mit der GBA gelungene Erarbeitung des aktuellen wissenschaftlichen Sachstandes regelmäßig überprüfen und fortentwickeln, aber mehr Gewicht auf die praktischen Fragen der Anwendung und Umsetzung legen.

Zunächst sollte geprüft werden, inwieweit eine engere Zusammenarbeit vorhandener Wissenschaftsgremien und regionaler Netzwerke den Defiziten der wissenschaftlichen Beratung entgegenwirken könnte. Es ist nach Ansicht des Beirats allerdings davon auszugehen, daß die Einrichtung eines *wissenschaftlichen Expertengremiums für biologische Vielfalt*, z. B. in Form eines „Zwischenstaatlichen Ausschusses für biologische Vielfalt“ (Intergovernmental Panel on Biological Diversity – IPBD) notwendig ist. In diesem Ausschuß ließen sich international anerkannte Wissenschaftler zusammenführen, die kontinuierlich und unabhängig arbeiten und wissenschaftliche Politikberatung leisten könnten.

Die Einrichtung eines IPBD wird nur mit der entsprechenden administrativen und finanziellen Unterstützung der Staatengemeinschaft und ihrer Institutionen (insbesondere UNEP und CBD) zu realisieren sein, die jedoch durch die Vorteile geringerer Transaktionskosten und durch die Produktivität eines koordiniert und zielgerichtet arbeitenden IPBD ausgeglichen werden und daher gerechtfertigt sind.

Ein hilfreiches Beispiel für ein vergleichbares Gremium bietet der IPCC, der bereits 1988 – vor Vereinbarung der Klimarahmenkonvention – direkt von der UN-Generalversammlung eingerichtet wurde, unter UNEP und WMO arbeitet und nicht an die Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenz gebunden ist. Gleichwohl haben die Regierungen durch die Nominierung der Mitglieder des IPCC und über Mitarbeit in UNEP und WMO die Möglichkeit, sich am IPCC-Prozeß zu beteiligen.

Der IPBD würde – ähnlich wie die GBA und der IPCC – auf einer breiten, internationalen Beteiligung von Wissenschaftlern und einem differenzierten mehrstufigen Peer-Review-Verfahren aufbauen. Es müßte eine Kooperation mit dem CBD-Prozeß angestrebt werden, aber keine Subordination unter die COP. Das Verhältnis von IPBD und SBSTTA könnte analog zur erfolgreichen Zusammenarbeit zwischen dem Wissenschaftsgremium SBSTA der Klimarahmenkonvention und dem IPCC gestaltet werden. Die Beiträge des IPBD könnten dem Biodiversitätsdiskurs mehr Objektivität verleihen. Auch die Wissenschaft würde von der Einrichtung eines IPBD durch verbesserte Koordination und Vernetzung profitieren, und die Experten würden vermehrt für die politische Dimension und die Rahmenbedingungen der Debatte sensibilisiert.

Der Beirat empfiehlt, bei der eventuellen Einrichtung eines IPBD auf die Erfahrungen des Global Biodiversity Assessment und des IPCC aufzubauen, um Konstruktionsschwächen von vornherein zu vermeiden.

I 3.2.1.2
Erfolgskontrolle, Implementierung und Berichtswesen

Neben einer Verbesserung des wissenschaftlichen Beratungssystems sollte auch die Überprüfung der Umsetzung der CBD verbessert werden. Von vielen Vertragsstaaten – insbesondere von Vertretern der G 77 – wurde in den Verhandlungen der 4. COP die Einrichtung eines Implementierungsgremiums (Subsidiary Body on Implementation – SBI) gefordert. Dies wurde jedoch aufgrund des zu erwartenden finanziellen und administrativen Mehraufwands von den Industrieländern abgelehnt. Darüber hinaus wurde seitens der Industrieländer in der Diskussion der Nutzen eines eigenen Implementierungsgremiums in Frage gestellt, das zusätzlich zu der COP und dem SBSTTA in regelmäßigen Beratungsrunden zusammentreten würde. Unstrittig ist, daß die Umsetzung der inzwischen verabschiedeten Arbeitsprogramme und Maßnahmen künftig stärkere Aufmerksamkeit der Vertragsstaatengemeinschaft erfordern wird. Dies soll zunächst durch klarer strukturierte Tagesordnungen für die Konferenzen geleistet werden. Breite Unterstützung fand der Vorschlag eines „strategischen Plans“, der neben einem langfristigen Arbeitsprogramm auch eine gewisse Standardisierung der kleineren Beratungsgremien im CBD-System, ein laufend aktualisiertes Register von Wissenschaftlern und die kontinuierliche Abstimmung mit anderen relevanten Konventionen und Einrichtungen vorsieht. Das Sekretariat wird diesen Vorschlag weiter konkretisieren und den Vertragsstaa-

ten zur 5. COP unterbreiten. Weiterhin wurden verschiedene Optionen für eine effektivere Erfolgskontrolle der Umsetzung vorgestellt, z. B. die Einrichtung einer ständigen Arbeitsgruppe der COP, die sich ausschließlich mit Implementierungsfragen befassen würde.

Einen wichtigen, wenn auch nicht ausreichenden Beitrag zur strategischen Umsetzung der CBD können die regelmäßigen Berichte der Vertragsstaaten leisten. Art. 6 CBD fordert die Vertragsstaaten auf, nationale Strategien für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt zu entwickeln. Bestehende Pläne und Programme mit Auswirkung auf die biologische Vielfalt müssen den Anforderungen der Konvention angepaßt werden. Die 2. COP vereinbarte 1995 Rahmenrichtlinien für die Erstellung der Nationalberichte, die erstmals zur 4. COP 1998 vorgelegt wurden. Während die ersten Nationalberichte im wesentlichen eine Bestandsaufnahme über den Zustand der biologischen Vielfalt und die allgemeine Umsetzung der Konvention in den Vertragsstaaten darstellen, sollten die folgenden Berichte zu einer strategischen, schrittweisen Umsetzung der einzelnen Themenfelder beitragen. Das Sekretariat der Konvention wird einen Synthesebericht erstellen, der kontinuierlich fortgeführt und entsprechend der Umsetzungsergebnisse ergänzt werden soll. Die 5. COP hat darüber zu entscheiden, wie das Berichtswesen der Vertragsstaaten künftig gestaltet wird. Ein besonderes Anliegen ist es dabei, durch die Berichte eine gewisse internationale Vergleichbarkeit über den Stand der Umsetzung zu ermöglichen und Schwachstellen frühzeitig zu erkennen. Dies wird allerdings nur über die langfristige Einführung einer Art von „Accounting"-System möglich sein, das eine Überprüfung des Zustands der biologischen Vielfalt auf der Grundlage eines vereinbarten Satzes von Indikatoren zuläßt.

Nicht zu unterschätzen ist auch die integrative Wirkung der Berichtspflicht auf den innerstaatlichen Abstimmungsprozeß. In vielen Ländern wurden zur Vorbereitung der Nationalberichte interdisziplinäre Komitees einberufen, die neben den Entscheidungsträgern auch die sachverständigen gesellschaftlichen Gruppen und den Privatsektor in die Debatte mit einbeziehen.

Der Beirat empfiehlt, die Ausarbeitung eines „strategischen Plans" für die weitere Umsetzung der CBD zu unterstützen und die Möglichkeiten für eine bessere Abstimmung innerhalb der Vertragsstaatengemeinschaft und mit Blick auf andere Konventionen und Prozesse der globalen Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik zu prüfen und entsprechende Initiativen in den Verhandlungen zu fördern.

Auch national sollten die Bedingungen der Biodiversitätspolitik verbessert werden. Der Beirat hält die Erarbeitung einer nationalen Strategie für Deutschland (WBGU, 1996a), die auf dem deutschen Nationalbericht von 1998 aufbaut und darüber hinaus auf die Entwicklung sektoraler Biodiversitätsstrategien abzielt, nach wie vor für sinnvoll. Dabei geht es vor allem um die Einbeziehung der Biodiversitätsaspekte in die Politikfelder Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Forschung sowie um die Weiterentwicklung der Biodiversitätspolitik auf den Gebieten Biotechnologie, Wirtschafts- und Finanzpolitik sowie Entwicklungszusammenarbeit. Zu berücksichtigen sind auch die verschiedenen ineinandergreifenden Konventionsprozesse, die eine ständige Abstimmung erfordern. Die enge Zusammenarbeit der jeweils federführenden Ressorts auf Bundesebene ist dabei eine wichtige Voraussetzung.

Das BMZ hat sich dieser Herausforderung bereits gestellt und 1997 ein Sektorkonzept „Erhaltung der biologischen Vielfalt durch Naturschutz" entwickelt. Weitere sektorale Strategien sollten z. B. im Rahmen der Landwirtschafts- und Forstpolitik, der Forschungs- und Bildungspolitik sowie der Wirtschafts- und Finanzpolitik erstellt werden.

Der Querschnittscharakter der Konvention und die vielfältigen Aufgaben, die ihre Umsetzung mit sich bringt, verlangen eine enge und kontinuierliche Abstimmung zwischen den Ressorts sowie zwischen Bund und Ländern und Kommunen. Der Beirat empfiehlt daher der Bundesregierung die Einrichtung einer interministeriellen Arbeitsgruppe (IMA) „Biodiversitätspolitik", in der alle an der Entwicklung einer nachhaltigen Biodiversitätspolitik beteiligten Ressorts vertreten sind.

I 3.2.2
Informationsaustausch und Kapazitätsaufbau

Für den Informationsaustausch zwischen den Vertragsstaaten wurde ein Clearing-House-Mechanismus eingerichtet, der in erster Linie dazu dienen soll, die Arbeit der Vertragsstaaten und die Ergebnisse ihrer Umsetzungsmaßnahmen allgemein zugänglich zu machen. Dies geschieht vor allem über eine internet-gestützte Informationsvermittlung und regelmäßige regionale Tagungen. Vordringliche Aufgabe ist es dabei, Dezentralität zu bewahren und den technischen Aufwand für die Vertragsstaaten so gering wie möglich zu halten. Weitere Aufgaben des Clearing-House-Mechanismus sind die Vernetzung der jeweiligen wissenschaftlichen Einrichtungen für die Bearbeitung der unterschiedlichen Themenfelder der CBD und die Koordinierung mit anderen biodiversitätsrelevanten Konventionen. Die Kontinuität der deutschen Unterstützung ist für die Fortentwicklung des Clearing-House-Mechanismus von großer Bedeutung und sollte auch künftig gewährleistet werden. Zu prüfen wäre die Verknüpfung der internationalen Konventionen und Programme – für die Biodiversität und andere Handlungsfelder – durch ein gemeinsames Clearing House, das z. B. bei UNEP angesiedelt sein könnte.

Die Förderung nationaler Kapazitäten durch einen angemessenen Technologietransfer wird in fast allen Entscheidungen der COP zur Umsetzung der CBD angemahnt. Die biodiversitätsreichen und strukturschwa-

chen Länder sind ohne Unterstützung der technologie- und finanzzstarken Länder nicht in der Lage, die Nutzung der bedrohten biologischen Vielfalt nachhaltig zu gestalten. Neben einer stärkeren Berücksichtigung der Biodiversität in den Programmen der wirtschaftlichen und technischen Zusammenarbeit allgemein kommt es im Rahmen der CBD darauf an, geeignete Strukturen für den Transfer und die Verbreitung von Wissen und Technologie aufzubauen. Forschungskooperationen mit speziellen Ausbildungsprogrammen, z. B auf dem Gebiet der Taxonomie oder der nachhaltigen Nutzung gefährdeter Ökosysteme, sind hier besonders wichtig, um zunächst das grundlegende Verständnis der jeweiligen Bevölkerungsgruppen für die Bedeutung der biologischen Vielfalt und damit ein Interesse an ihrer langfristigen Erhaltung zu erzielen. Der Aufbau von eigenen Forschungseinrichtungen in den biodiversitätsreichen Ländern sollte unterstützt und die Investitionsbereitschaft der Unternehmen entsprechend mobilisiert werden.

Der Beirat empfiehlt der Bundesregierung, sich bei der Erarbeitung einer nationalen Strategie intensiv mit den Möglichkeiten des erweiterten Technologietransfers für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt zu befassen. Dies ist nur in enger Abstimmung mit dem BMZ möglich.

I 3.2.3 Arbeitsprogramme entlang der Zieltriade

Bei der schrittweisen Entwicklung themenspezifischer Arbeitsprogramme im Rahmen der CBD für die unterschiedlichen Ökosysteme (bislang Meere und Küsten, Wälder, Agrobiodiversität sowie Binnengewässer) steht die integrierte Betrachtung von Schutz und nachhaltiger Nutzung biologischer Vielfalt im Vordergrund. Dadurch wird die bislang übliche räumliche Beschränkung auf natürliche oder naturnahe Ökosysteme oder Schutzgebiete aufgehoben. Diese Neuorientierung führt dazu, daß Biodiversitätsfragen einen größeren Flächenbezug gewinnen und in der gesamten Landnutzungsplanung stärker berücksichtigt werden müssen. Auf der 3. COP wurde beschlossen, Savannen, Trockengebiete und Grasland sowie Bergökosysteme auf die Tagesordnungen der kommenden Vertragsstaatenkonferenzen zu setzen.

I 3.2.4 Ökosystemansatz

Der Ökosystemansatz (ecosystem approach) ist ein grundlegendes Konzept für die Umsetzung der CBD, auf das z. B. in vielen Arbeitsprogrammen und Entscheidungen der COP Bezug genommen wird. Auch für das bioregionale Management bildet dieses integrative Konzept eine wichtige Grundlage (Kap. E 3.9). Es wird jedoch in der CBD derzeit verwendet, ohne daß es eine klare Definition oder eine einhellige Auffassung über die Inhalte gibt. Da der Ökosystemansatz ohne vorherige Absicherung durch eine unabhängige wissenschaftliche Debatte oder Aufbereitung durch den SBSTTA Eingang in die CBD fand und vielfach Irritationen unter den Akteuren hervorgerufen hat, erscheint eine bessere wissenschaftliche Fundierung dieses Ansatzes nun umso notwendiger. Mit entsprechenden Expertenworkshops im Rahmen der CBD (zuletzt in Trondheim, September 1999) hat dieser Prozeß bereits begonnen. Der Beirat empfiehlt, die inhaltliche Ausgestaltung dieses Konzepts weiter mit Vorrang zu betreiben.

I 3.2.5 Indikatoren und Monitoring

Im Rahmen der Konvention ist die Erarbeitung eines kohärenten Indikatorensystems für die Überwachung des globalen Zustands der biologischen Vielfalt noch nicht weit fortgeschritten. Es bestehen immer noch große Unsicherheiten bei Methodik und wissenschaftlichen Grundlagen, die durch gezielte Forschung angegangen werden sollten (Kap. J 2.1). Sinnvoll wäre zudem eine Zusammenführung der bestehenden Vorhaben zur Indikatorenentwicklung für Biodiversität auf internationaler Ebene (CSD, IUCN, IFF, CCD, OECD usw.). Wünschenswert ist die iterative Entwicklung und verbindliche Einführung eines international kompatiblen Kernsets an Biodiversitätsindikatoren, die auf den unterschiedlichen Integrationsstufen Belastungen, Zustände/Trends und Reaktionen auf Eingriffe erfassen können. Wichtig ist dabei die enge Verknüpfung mit der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren, wie sie derzeit z. B. im Rahmen von OECD und CSD vorangetrieben wird. Um diesen Prozeß zu beschleunigen, sollte die Einrichtung eines internationalen Expertendialogs geprüft werden, dessen Arbeit von einem künftigen IPBD fortgesetzt werden könnte.

I 3.2.6 Taxonomie

Immer wieder wird von Seiten der Wissenschaft die mangelnde Kapazitätenförderung auf dem Gebiet der Taxonomie angemahnt. Oft wird die Taxonomie sogar als „aussterbende Wissenschaft“ bezeichnet. Dies gilt insbesondere für Entwicklungsländer, aber auch in Industrieländern sind vielfach die personellen und finanziellen Kapazitäten zur Erfassung biologischer Vielfalt stark vernachlässigt worden. Angesichts dieser Situation empfiehlt der Beirat die verstärkte Forschungsförderung der Taxonomie (Kap. J 3.1.1).

Die globale Taxonomieinitiative (Global Taxonomy Initiative, GTI) versucht, durch den Aufbau eines inter-

nationalen Förderprogramms der Krise der Taxonomie entgegenzuwirken (Eberhard, 1999). In jüngster Zeit wird diskutiert, ob die GTI als Rahmenprojekt institutionalisiert werden sollte. Auf der 4. SBSTTA-Sitzung der CBD unterstützte die überwiegende Mehrheit der Delegierten die Beförderung der GTI innerhalb des CBD-Prozesses. Umstritten war allerdings, ob sie an UNEP angebunden werden sollte. Mit einer Aufwertung der Taxonomie wäre auch eine Veränderung der GEF-Politik verbunden, indem diese klare und spezifische Richtlinien im Rahmen neuer oder bestehender GEF-Projekte entwickeln müßte. Ebenso muß die GTI mit bestehenden Informationsnetzwerken, insbesondere dem Clearing-House-Mechanismus, verknüpft werden.

I 3.2.7 Nichtheimische Arten

Das Phänomen der Verbreitung nichtheimischer Arten wurde vom Beirat bereits mehrfach behandelt (WBGU, 1999a; Kap. E 3.6). Dabei wurde insbesondere auf die Notwendigkeit einer ökologischen Risikoanalyse bei der geplanten Einführung nichtheimischer Arten hingewiesen und empfohlen, auch für die Freisetzung von Organismen, die nicht zur biologischen Kontrolle, sondern für die Nahrungsproduktion eingeführt werden, internationale Regelungen einzuführen.

Für die Land- und Forstwirtschaft gibt es bereits klare Vorgaben. Zwar ist eine umfassende Risikoanalyse für alle potentiellen „Neuankömmlinge“ nicht möglich, doch wird beispielsweise heute für die meisten Innovationen der klassischen Schädlingsbekämpfung, bei denen die Neueinführung nichtheimischer Arten eine Rolle spielt, eine Risikoanalyse verlangt und durchgeführt (WBGU, 1999a). Zusätzlich hat die FAO einen Verhaltenskodex für den Import und die Freisetzung exotischer Organismen entwickelt, der als Leitfaden für Regierungen, Exporteure und Importeure dient und zur Risikominimierung beitragen soll (WBGU, 1999a). Aus der Sicht des Beirats erscheint es notwendig, die bestehenden Regelungen über die Einbringung nichtheimischer Arten zu harmonisieren und diese um die oben angesprochenen Anwendungsfelder zu erweitern (Kap. E 3.6). Dabei sind die Defizite in der präventiven Risikoanalyse durch Modelle und Szenarien zu vermindern. Im Mittelpunkt sollte aus der Sicht des Beirats das Vorsorgeprinzip bzw. die Vermeidung der Einführung fremder Arten stehen. Im einzelnen empfiehlt der Beirat:

- *Harmonisierung relevanter Begriffe und Bestimmungen:* Damit die mit der Einbringung nichtheimischer Arten im Zusammenhang stehenden Begriffe in nationalen Gesetzeswerken einheitlich verwendet werden können, ist eine klare Definition und Festlegung der Begriffsinhalte notwendig. Zudem sollten die Bestimmungen im Zusammenhang mit der Einführung gebietsfremder natürlicher Arten und gentechnisch veränderter Arten harmonisiert werden, da zahlreiche Probleme in beiden Fällen ähnlich gelagert sind.
- *Institutionelle Zuständigkeiten und Überprüfbarkeit bestehender Regelungen für gewollte Einführungen:* Bereits jetzt unterliegt in vielen Staaten die beabsichtigte Einführung gebietsfremder Organismen einer Genehmigungspflicht; Defizite herrschen in vielen Staaten hinsichtlich der Überprüfbarkeit bestehender Regelungen und möglicher Sanktionen gegenüber Verstößen. Bei der Einführung einer nichtheimischen Art sollte immer das Vorsorgeprinzip zugrunde gelegt werden. Daher müssen vor einer gewollten Einführung Umweltverträglichkeitsprüfungen durchgeführt werden. Diese müssen auch für Aussetzungen in der Land- und Forstwirtschaft gelten. Grundsätzlich sollten die Verursacher, die für die Einfuhr nichtheimischer Arten verantwortlich sind, für die möglicherweise auftretenden Folgeschäden haftbar gemacht werden. Die Zuständigkeiten internationaler Institutionen und nationaler Behörden für Prävention und für Management im Notfall müssen geklärt werden.
- *Prävention unbeabsichtigter Einschleppungen:* Unbeabsichtigten Einschleppungen sollte vorgebeugt werden durch Grenz- und Saatgutkontrollen, logistische Maßnahmen wie verkürzte Standzeiten im Containerverkehr, vor allem aber durch Bewußtseinsbildung in der Bevölkerung und wichtigen Zielgruppen (Touristen, Jäger, Fischer, Aquarianer, Förster, Landwirte, Gartenbesitzer usw.). Bereits heute können verschiedene Ansätze der Analyse von Einführungen in verschiedenen Gebieten auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede für die Frühwarnung und Präventionsmaßnahmen eingesetzt werden. Diese Ansätze sollten in Richtung eines Frühwarnsystems weiterentwickelt werden.

I 3.2.8 „Terminator Technology“

Bei den sog. „Terminator Technologies“ handelt es sich um neue Entwicklungen der Pflanzenzüchtung mit biotechnologischen Verfahren, bei denen z. B. die Keimfähigkeit pflanzengenetischer Ressourcen einschränkt oder ausschaltet wird. Das verkaufte Saatgut dieser neuen Sorten selbst ist nicht betroffen, die geerntete Pflanze ist jedoch nicht fortpflanzungsfähig. Die Verwendung des Ernteguts für die erneute Aussaat wird dadurch unmöglich gemacht, so daß das Saatgut immer neu nachgekauft werden muß. Das erste patentierte „Technology Protection System“ der Firma Delta & Pine Lands ist eine Anwendung dieser Technologie. Weitere Anwendungen sehen die Einschränkung natürlicher Resistenzen von Pflanzen vor (z. B. das Patent der Firma Novartis auf „systematic acquired resistence genes“). Die

Befürchtungen, daß der Anbau dieser neuen Sorten über eine Durchmischung mit traditionellen Sorten und Wildpflanzen zu einer Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt führen könnte, sind bislang nicht hinreichend durch wissenschaftliche Studien begründet. Dennoch wurde diese Technologie während der 4. COP als schwer einschätzbares Risiko für Natur und Gesellschaft zu einem Streitpunkt. Die Abhängigkeit der Anwender der Terminator Technologies und die zunehmende Kontrolle der Pflanzenproduktion durch einflußreiche Saatgutkonzerne wirft zumindest sozioökonomische Probleme auf. Aus Sicht des Beirats ist Forschung über die ökologischen wie sozioökonomischen Auswirkungen der Terminator Technologies zu empfehlen, um eine wissenschaftlich fundierte Behandlung des Themas zu ermöglichen.

I 3.2.9 Zugang zu genetischen Ressourcen

Die Entnahme von Bestandteilen der biologischen Vielfalt und deren Verwendung soll gemäß der Biodiversitätskonvention durch faire und ausgewogene Verteilung der daraus erwachsenden Vorteile kompensiert werden (Kap. D 3.3; WBGU, 1996a). Auf der Grundlage souveräner Verfügungsrechte haben Herkunftsländer die Regelungsbefugnis bezüglich des Zugangs zu ihren genetischen Ressourcen. Über die Gestaltung der Vereinbarungen zwischen Nutzern und Anbietern genetischer Ressourcen enthält die Konvention allgemeine Vorgaben wie die vorherige Zustimmung des Herkunftslandes (Prior Informed Consent, PIC) und die Berücksichtigung der Vorstellungen beider Seiten (Mutually Agreed Terms, MAT). Es wurden also mit der neuen Ordnung für die Nutzung genetischer Ressourcen nicht einseitig erlassene Zugangsbestimmungen angestrebt, sondern es sollen eher Rahmenbedingungen aufgebaut werden, die den Austausch genetischer Ressourcen befördern (Henne, 1998). Die Frage der Umsetzung der CBD-Bestimmungen über den Zugang zu genetischen Ressourcen und den Vorteilsausgleich hat als Thema der Vertragsstaatenkonferenzen eine besonders wichtige Rolle gespielt. Das zunehmende Interesse an der Nutzung biologischer Vielfalt bei gleichzeitig voranschreitender Verknappung der Ressource ist sowohl für die Anbieter- als auch die Nutzerländer zu einer Herausforderung geworden. Die Anbieterländer haben ein Interesse daran, den Zugang zu ihren genetischen Ressourcen durch entsprechende Regelungen zu kontrollieren und an den Gewinnen aus der Nutzung beteiligt zu werden. Dabei dürfen die Verordnungen und Gesetze nicht so gestaltet sein, daß sie die Nutzung der biologischen Vielfalt und somit das Interesse ausländischer Nachfrager wesentlich einschränken. Für die Nutzerländer wiederum besteht das Problem, die Einhaltung der jeweiligen Zugangsbestimmungen durch die Nutzer – insbesondere private Unternehmen – zu gewährleisten.

Die Erfahrungen mit den bisher erlassenen nationalen oder regionalen Zugangsregelungen zeigen, daß es eines international vereinbarten Standards als Orientierungsrahmen für Anbieter- und Nutzerländer bedarf, um den Zugang zu genetischen Ressourcen im Sinn der Konvention zu gestalten. Neben der Möglichkeit zur Erarbeitung von Protokollen im Rahmen der CBD können internationale Rahmenrichtlinien und Verhaltenskodizes vereinbart werden. Diese „Guidelines“ haben zwar einen unverbindlicheren Charakter, sind aber nicht an ein kompliziertes Verfahren wie die Verhandlung und Verabschiedung von Protokollen gebunden und daher flexibler und möglicherweise effizienter. Im Oktober 1999 wird ein Expertengremium daran arbeiten, konkrete Optionen für internationale Regelungen aufzustellen und diese der 5. COP zur Beratung und Beschlußfassung vorzulegen.

Der Beirat empfiehlt der Bundesregierung, den Prozeß der Entwicklung internationaler Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen und den Vorteilsausgleich im Rahmen der CBD zügig voranzutreiben. Es besteht erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich geeigneter Strukturen für Kooperationsvorhaben für die Nutzung genetischer Ressourcen (Kap. J 1.3). Die Erarbeitung solcher Strukturen sollte die Informationen aus der Praxis, auch im Austausch mit den relevanten Unternehmen, auszuwerten. Erfahrungen, die durch die Zusammenarbeit mit Herkunftsländern genetischer Ressourcen im Sektorvorhaben der GTZ vorhanden sind, sollten hier stärker genutzt werden. Dabei ist insbesondere die Rolle der technischen Zusammenarbeit für Maßnahmen der Kapazitätenförderung, der Aufbau von Technologie- und Forschungskapazitäten sowie Ausbildungsprogrammen zu stärken. Die Zusammenarbeit mit den Partnerinstitutionen in den Anbieterländern genetischer Ressourcen sollte nach Ansicht des Beirats auf eine Transparenz der Entscheidungs- und Beteiligungsprozesse, auf eine nachhaltige Nutzung und auf Vorteilsausgleich zielen. Begonnene Initiativen, die relevanten Unternehmen und Institutionen der Naturstofforschung in die politische Diskussion einzubeziehen, sollten fortgesetzt und intensiviert werden. Ein Netzwerk von Modellkooperationen für die Förderung der nachhaltigen Bioprospektierung sollte – in Zusammenarbeit mit den zuständigen Ressorts – und in Zusammenarbeit mit den kompetenten durchführenden Institutionen (z. B. GTZ, BfN, ZADI) enwickelt werden. Vereinzelte Kooperationen zwischen Nachfragern genetischer Ressourcen in Deutschland mit den entsprechenden Institutionen in Anbieterländern zeigen, daß die Sensibilität für die politische Dimension des Themas und die Bereitschaft zur Zusammenarbeit bei der Entwicklung von Standards und deren Umsetzung durchaus vorhanden ist.

I 3.2.10
Indigene Völker und traditionelles Wissen: Geistige Eigentumsrechte

Die Rolle indigener und lokaler Gemeinschaften und die Bedeutung traditionellen Wissens ist ein Querschnittsthema der CBD. Auf der 4. COP der CBD (1998) einigte man sich auf die Einrichtung einer Arbeitsgruppe für die Umsetzung des entsprechenden Artikel 8(j), deren erstes Treffen im Januar 2000 stattfinden wird. Indigene und lokale Gemeinschaften sind aufgrund ihrer traditionellen Lebensformen vielfach direkt von biologischer Vielfalt abhängig und daher oft von deren Verlust unmittelbar betroffen (Kap. E 3.5). In vielen Regionen der Erde wurde indigene und lokale Bevölkerung durch die Einrichtung großräumiger Naturschutzgebiete aus ihren Heimatregionen ausgewiesen. Die CBD fordert in Art. 8(j) die Vertragsparteien dazu auf, die traditionellen Kenntnisse, die Innovationen und Praktiken indigener Völker zu achten und zu erhalten. Die Anwendung dieses traditionellen Wissens soll gefördert und der Nutzen aus der Anwendung gerecht verteilt werden. In Art. 8 angedeutet und von den COP kontrovers diskutiert, gelangen hier auch Diskussionen um Landrechte und um Rechte geistigen Eigentums auf die Tagesordnung (Henne, 1998). Allerdings beschränkt sich der Diskurs auf Verweise an die zuständigen Foren. Die Frage der Anerkennung von *Sui-generis-* Systemen für den Schutz des traditionellen Wissens und traditioneller Praktiken indigener und lokaler Gemeinschaften wird mit zunehmender Intensität beraten. Hier besteht ein enger Bezug zu anderen Foren, zur World Intellectual Property Organisation (WIPO) und vor allem zur WTO in Hinblick auf die TRIPs Revision.

Der Beirat empfiehlt der Bundesregierung, sich der Aufgabe der Umsetzung des Art. 8(j) durch eine entsprechende Ausrichtung der Entwicklungszusammenarbeit (Förderung des Sektorvorhabens der GTZ) sowie durch die konstruktive Auseinandersetzung mit den Fragen alternativer Schutzsysteme für traditionelles Wissen in den Beratungen über internationale Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich anzunehmen. Darüberhinaus sollte festgestellt werden, welche interdisziplinären Forschungseinrichtungen sich mit dem Thema indigener und lokaler Gemeinschaften befassen und die Umsetzungsfragen konstruktiv begleiten könnten. Zu erwägen ist auch – etwa im Rahmen eines internationalen Forschungsprojekts – die Aufstellung einer Systematik bzw. einer „Weltkarte“, die die Bedeutung indigener und lokaler Bevölkerungsgruppen für die Politik der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt veranschaulicht.

I 3.3
Die Rolle der Biodiversitätskonvention im Institutionennetzwerk

Die CBD steht im Mittelpunkt des Institutionennetzwerks zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biosphäre (Abb. I 3.3-1). Der weite Wirkungsbereich der CBD erfordert eine enge Abstimmung mit bestehenden Konventionen und Programmen. Dabei kommt es darauf an, eine kohärente Biosphärenpolitik zu gewährleisten, in der sich die unterschiedlichen Ansätze der Abkommen ergänzen und Aufgaben flexibel zugewiesen werden. Die G8-Umweltminister gaben im Kommuniqué ihres Treffens im März 1999 die grundsätzliche Absicht zum Ausdruck, „die Bemühungen um einen kohärenten globalen ökologischen Ordnungsrahmen bestehend aus multilateralen Vereinbarungen und Institutionen zu verstärken“ (BMU, 1999).

Der Beirat teilt diese Auffassung. Für die Abkommen mit direktem Bezug zur Biosphäre lassen sich hierfür geeignete Strukturen aufbauen – angefangen bei einer Harmonisierung der Berichtspflichten bis zur Entwicklung von ineinandergreifenden Arbeitsprogrammen gibt es viele Möglichkeiten der Koordinierung. Wichtig ist aber darüber hinaus auch die Beachtung der größeren Wirkungszusammenhänge, z. B. der Beziehungen zwischen Biosphäre und Pedo-, Hydro- bzw. Atmosphäre und der jeweiligen Politikstrategien.

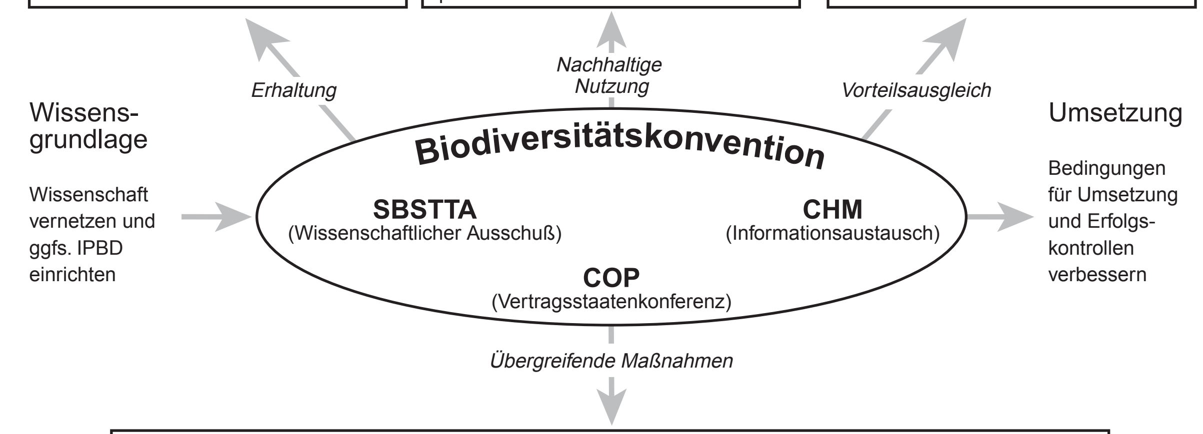
Es sind bereits Zielkonflikte zwischen verschiedenen Konventionen aufgetreten, ein Beispiel ist das Problem von Kohlenstoffquellen und -senken, das der Beirat in einem Sondergutachten behandelt hat (WBGU, 1998b; Kap. I 3.4.3). Angesichts der großen Anzahl paralleler Verhandlungen werden Detailabstimmungen zwischen den Foren immer wichtiger, die langfristige Kompatibilität der Konventionen und Programme muß gewährleistet sein. Der Beirat empfiehlt daher die Einrichtung eines ständigen Tagesordnungspunkts für diese Fragen auf den Agenden der relevanten internationalen Organisationen (CSD, UNEP, UNDP, UNESCO, FAO, WTO usw.) und Konventionen (CBD, FCCC, CCD, UNCLOS).

Neben den globalen Konventionen und Programmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biodiversität werden im folgenden die Institutionen des UNCED-Folgeprozesses sowie die Seerechtskonvention in ihrem jeweiligen Verhältnis zur CBD betrachtet und mögliche Synergieeffekte sowie Zielkonflikte hervorgehoben.

- 10-20% Naturschutzflächen schaffen
- Globales Schutzgebietssystem fördern
- FHH-Richtlinie umsetzen
- CITES: Kontrolle verbessern
- Nichtheimische Arten: Vorsorge stärken
- Weltnaturerbeabkommen und MAB-Programm der UNESCO stärken

- Protokoll zur biologischen Sicherheit abschließen
- Leitlinien beachten (Kasten I 1.1-1)
- Prozeß zum Wälderschutz fördern
- Erhaltung genetischer Ressourcen sicherstellen
- Tourismusrichtlinien voranbringen
- Ressourcenschutz in der Fischereipolitik fördern

- Bioprospekting: Rahmenrichtlinien und Verhaltenskodizes verabschieden
- Technologietransfer und capacity building verstärken
- Interessenausgleich bei Nutzung genetischer Ressourcen fördern



- Kooperationsförderliches Umfeld für Verhandlungen im UNCED-Nachfolgeprozeß unterstützen
- Nationale Umsetzung und Strategiefähigkeit verbessern
- Bioregionales Management und Partizipation wichtiger Akteure fördern, Anreizinstrumente entwickeln
- "Naturpatenschaften" einrichten, Attraktivität von Stiftungen steigern, Selbstverpflichtungen fördern
- Biodiversität in Curricula und Programme des Bildungssystems einführen
- Globale Bodenkonvention entwickeln
- Abstimmung mit Vereinbarungen des UNCED-Folgeprozesses (z.B. FCCC, CCD, CSD)
- Entwicklungszusammenarbeit verstärkt als Instrument für Biosphärenpolitik nutzen
- Bi- und multilaterale Zusammenarbeit ausbauen

Abbildung I 3.3-1
Empfehlungen des Beirats für eine globale Biosphärenpolitik im Rahmen des CBD-Netzwerks.
Quelle: WBGU

I 3.3.1
Erhaltung

Die Welterbekonvention der UNESCO

Das Ziel der 1972 vereinbarten Welterbekonvention der UNESCO (World Heritage Convention, 157 Mitgliedsstaaten) ist der weltweite Schutz von Kultur- und Naturerbe von herausragendem Wert für die Menschheit. Derzeit gibt es 582 Stätten bzw. Gebiete in 114 Staaten, davon sind 445 dem Kulturerbe, 117 dem Naturerbe und 20 beiden Kategorien zugerechnet (UNESCO, 1999).Vorschläge für die Aufnahme von Gebieten werden von den Mitgliedstaaten unterbreitet und von einem speziellen Welterbekomitee geprüft. Die IUCN ist das beratende Gremium für die Naturerbegebiete. Die gleichzeitige Ausrichtung der Welterbekonvention auf Natur- und Kulturerbe ist von zunehmender Bedeutung für die Biodiversitätspolitik. Der Zusammenhang von Naturschutz und Kulturschutz ist für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Kulturlandschaften ebenso wichtig wie für die Bewahrung eines Naturerbes (Kap. E 3.5; Rössler, 1995).

Für den Biosphärenschutz sind einige Auswahlkriterien für Naturerbegebiete besonders interessant, dazu gehören vor allem herausragende und repräsentative Beispiele ökologischer oder biologischer Prozesse, Naturphänomene bzw. Stätten von großer natürlicher Schönheit sowie Lebensräume mit herausragender Bedeutung für die *In-situ*-Erhaltung biologischer Vielfalt oder für die Erhaltung bedrohter Arten mit „universellem Wert“. Der aktuelle Zustand der Gebiete (Schutz, Management und Integrität) ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium. Die regelmäßige Berichterstattung über Zustand und Gefährdung der Naturerbestätten gehört zu den Pflichten der Vertragsstaaten. Bei Vernachlässigung kann der Status des Welterbes auch entzogen werden. Zudem wird eine weltweite Liste gefährdeter Gebiete geführt. Ist ein Gebiet akut gefährdet, können gezielt Maßnahmen eingeleitet werden, z. B. Kampagnen zur Mobilisierung der Öffentlichkeit. Es gibt eine Reihe von Beispielen, in denen diese Vorgehensweise wichtige Ge-

biete erfolgreich vor Zerstörung oder Degradation bewahrt hat.

Der Welterbefonds der Konvention (World Heritage Fund) wird aus Pflichtbeiträgen und zusätzlichen freiwilligen Zahlungen gespeist. Die Pflichtbeiträge der Staaten betragen 1% ihrer Zahlungen an den allgemeinen Haushalt der UNESCO. Derzeit liegt der Umfang des Fonds bei etwa 3 Mio. US-$. Wegen dieser äußerst begrenzten finanziellen Ausstattung wird vor allem den stark gefährdeten Stätten Priorität eingeräumt. Eine Aufstockung des Fonds wäre nötig, um die vielfältigen Aufgaben (Auswahl der Stätten und Gebiete, Training und Ausrüstung der Manager, Erstellung der Zustandsberichte, Umweltbildungsprojekte und Hilfe in Notfällen) wirksamer erfüllen zu können.

Die Welterbekonvention ist wichtiges Element einer globalen Erhaltungsstrategie und somit für die Umsetzung der Biodiversitätskonvention bedeutsam. Es sollte daraufhin gewirkt werden, verstärkt auch GEF-Mittel für Projekte zum Schutz vom Naturerbegebieten einzusetzen und Anliegen der Welterbekonvention mit den Umsetzungsmaßnahmen der Biodiversitätskonvention zu verbinden.

In Deutschland wird die Konvention vor allem als Instrument für den Schutz des Kulturerbes wahrgenommen, was sich auch in der federführenden Zuständigkeit der Kultusministerien widerspiegelt. Es sollte geprüft werden, ob das Instrument auch vermehrt dafür genutzt werden sollte, das insbesondere in Deutschland untrennbar verknüpfte Natur- und Kulturerbe im Zusammenhang zu sehen und zu schützen. In diesem Sinn könnte die Welterbekonvention auch als Baustein für die nationale Strategie zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention Anwendung finden.

Handel mit gefährdeten Tier- und Pflanzenarten (CITES)

In Kap. D 3.4 sind Wirkungsweise und Umsetzungsschwierigkeiten des Übereinkommens über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten wildlebender Tiere und Pflanzen (CITES) eingehend behandelt worden. Der von CITES angestrebte Schutz bedrohter Arten steht in grundsätzlicher Übereinstimmung mit den Zielen der CBD. Die in der CBD verfolgte Verbindung von Schutz und nachhaltiger Nutzung und z. B. die Berücksichtigung der Belange indigener und lokaler Gemeinschaften wird auch im Rahmen von CITES vermehrt behandelt. Diesbezüglich könnten Erfahrungen ausgetauscht sowie Instrumente und Grundsätze unter Beachtung der jeweiligen spezifischen Anforderungen und Gegebenheiten gemeinsam entwickelt werden.

Schutz wandernder Tierarten (CMS)

Ziel der Konvention zum Schutz wandernder Tierarten (Convention on Migratory Species, CMS) ist die Entwicklung effektiver Naturschutzstrategien der Staaten, die in den Regionen der Migrationsrouten wandernder Tierarten liegen. 1979 unterzeichneten diese sog. Arealstaaten das Abkommen, welches 1983 in Kraft trat und seinen Sekretariatssitz in Bonn hat.

Das Schutzziel der CMS wird auf zwei Ebenen verfolgt. In einem ersten Anhang (Art. 3) sind gefährdete Arten aufgeführt. Als gefährdet gilt eine Art, wenn sie „in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet oder in einem bedeutenden Teil desselben vom Aussterben bedroht ist“ (Art. 1, Nr. 1b). Die 76 in Anhang I aufgeführten Tiere unterliegen einem Totalschutz und dürfen grundsätzlich nicht aus der Natur entnommen werden. Zudem sind die Vertragsstaaten dazu verpflichtet, ihren Lebensraum zu erhalten und Hindernisse auf den Migrationsrouten zu beseitigen. Anhang II führt die Arten auf, die sich in einer schlechten Erhaltungssituation befinden und für deren Schutz eine internationale Zusammenarbeit empfohlen wird (Art. 4, Nr. 4). Ein Informationssystem zu wandernden Tierarten befindet sich im Aufbau.

Feuchtgebiete von besonderer Bedeutung (Ramsar-Konvention)

Die Konvention zum Schutz der Feuchtgebiete (Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat) wurde 1971 in Ramsar, Iran, unterzeichnet und trat 1975 in Kraft. Ziel der internationalen Zusammenarbeit war zunächst der Schutz des bedrohten Lebensraums von Wasser- und Watvögeln. Inzwischen hat sich der Anspruch der Konvention auf Feuchtgebiete als wertvolle Ökosysteme generell ausgeweitet. Die Definition in Art. 1 erfaßt unterschiedliche Ökosysteme, z. B. Mangrovensümpfe, Gebirgsbäche, Wattenmeere, tropische Flußläufe und Korallenriffe. Ausgangspunkt des Schutzsystems von Ramsar ist die Auflistung von wertvollen Feuchtgebieten. Jeder Vertragsstaat verpflichtet sich, zumindest ein solches Feuchtgebiet seines Territoriums zu benennen. Die Liste umfaßt bisher 965 Feuchtgebiete in 113 Staaten und bezieht sich auf eine Gesamtfläche von über 670.000 ha.

Das Arbeitsprogramm der CBD für Biodiversität in Binnengewässern sieht die Ramsar-Konvention als „durchführende Organisation“ vor. Die Zusammenarbeit zwischen der CBD und Ramsar kann als ein Beispiel für die künftige Vernetzung und Harmonisierung von biodiversitätsrelevanten Konventionenangesehen werden.

Schlußfolgerungen

Aufgrund unbestimmt gehaltener Rechtsbegriffe und des weiten Schutzkanons in Art. 8 umfaßt die CBD die Schutzbereiche der vor ihr in Kraft getretenen globalen Schutzabkommen (insbesondere Art. 8 (a), 8 (d), 8 (k) CBD). Rechte und Pflichten einer Vertragspartei aus bestehenden völkerrechtlichen Übereinkünften bleiben dabei unberührt (Art. 22 CBD).

Die Präambel der CBD erklärt als Ziel eine bessere Abstimmung mit bestehenden Konventionen und Programmen und Ergänzung der jeweiligen Maßnahmen.

Die in Art. 23 IV h und 24 I d CBD vorgesehene Zusammenarbeit mit Organisationseinheiten verschiedener Übereinkommen sollte intensiviert werden. Spezielle Vereinbarungen legen die Grundlagen für die Zusammenarbeit der Sekretariate von Ramsar, CITES und CMS mit dem Sekretariat der CBD. Kurzfristiges Ziel dieser Zusammenarbeit könnte zunächst die Harmonisierung der Berichtspflichten sein. Der Beirat empfiehlt deswegen, sich bei der anstehenden Beratung über die künftigen Nationalberichte der CBD für eine größtmögliche Koordinierung mit den Berichten und der Umsetzung anderer Konventionen einzusetzen. Wichtig ist auch ein enger Austausch der Konventionssekretariate mit den Gremien der CSD.

Ein Beispiel für die Übertragung von Umsetzungsprogrammen der CBD auf spezialisierte Konventionen ist die Entscheidung der CBD, die Ramsar-Konvention als Durchführungsorganisation für das Ökosystemthema „Biodiversität der Binnengewässer" zu bestimmen.

Die spezialisierten Konventionen nehmen eine mehr oder weniger vollständige Listenführung der jeweiligen Schutzgüter (bedrohte Arten, wertvolle Gebiete) vor. Im Rahmen der CBD stieß die Idee zur Erstellung von Listen für wertvolle und gefährdete Bestandteile biologischer Vielfalt auf Ablehnung der betroffenen Vertragsstaaten (insbesondere der Entwicklungsländer), die von der Festlegung besonders biodiversitätsreicher Brennpunkte (sog. „hot spots") eine Einschränkung und Konzentrierung der Projektgelder auf die ausgewählten Regionen befürchteten. Der Beirat befürwortet die Identifizierung der weltweiten Brennpunkte biologischer Vielfalt, da dies nicht nur die Transparenz und Orientierung erleichtert, sondern vor allem eine wichtige Grundlage für Kritikalitätsanalysen ist (Kap. I 1.4). Es sollte daher nicht nur auf die Brennpunkte der Artenvielfalt, sondern ebenso auf z. B. Herkunftsgebiete wichtiger genetischer Ressourcen (Kap. D 3.4.3) und auf die biosphärischen Funktionen von Ökosystemen (Kap. F 5.3.2) geachtet werden.

Besonders wichtig ist die Abstimmung der jeweiligen nachgeordneten Gremien der Konventionen für wissenschaftliche und technische Beratung. Abstimmungsbedarf besteht nach Ansicht des Beirats hinsichtlich der Projektkoordinierung und -finanzierung durch die GEF. Die CBD sollte bei der Erarbeitung von Leitlinien für die GEF auch auf die Realisierung der Ziele und Bestimmungen anderer relevanter Konventionen achten. Dies ist insbesondere durch die Planung gemeinsamer Umsetzungsprojekte möglich.

Weiterhin bestehen Möglichkeiten für gemeinsame Maßnahmen der Informationsvermittlung und der Kapazitätenförderung. Ansätze sind durch die Verbindungen zwischen dem Clearing-House-Mechanismus und den Informationsnetzwerken der anderen Konventionen bereits sichtbar. Die weitere Ausgestaltung des Clearing-House-Mechanismus sollte sich zum einen auf diese Zusammenarbeit konzentrieren und stärkeren Austausch schaffen. Zum anderen muß sich der Clearing-House-Mechanismus über den Status eines Informationssystems hinaus fortentwickeln, um die Komplexität und Dynamik biologischer Vielfalt sektor- und fachübergreifend erfassen zu können. Dazu zählen z. B. die Auswertung nationaler Berichte als zentrale Informationsquelle, die Möglichkeit zur Verschneidung geographisch expliziter Informationen zu einer Trend- und Kritikalitätsabschätzung, Monitoring und Indikatorenentwicklung oder die Entwicklung nutzerfreundlicher Suchmaschinen. Seitens der Bundesregierung wird der Clearing-House-Mechanismus durch ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des BMU unterstützt.

I 3.3.2
Nachhaltige Nutzung

UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre"

Das 1970 eingerichtete UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre" (MAB) läßt sich nicht eindeutig in die für dieses Kapitel verwendete Einteilung einordnen: Sowohl die Erhaltung biologischer Vielfalt als auch deren nachhaltige Nutzung gehören zu den Zielen des Programms (Nauber, 1995; zur Organisationsstruktur von MAB siehe WBGU, 1996a, b). Das wichtigste Instrument des Programms sind die Biosphärenreservate, die von den Mitgliedstaaten vorgeschlagen und betreut werden. Es handelt sich dabei um Modellgebiete, in denen beispielhafte Konzepte für die Integration von Erhaltung und nachhaltiger Nutzung der Biosphäre gemeinsam mit den dort lebenden und wirtschaftenden Menschen entwickelt und erprobt werden sollen (Erdmann und Spandau, 1997). Biosphärenreservate sind auf die Landschaftsebene zugeschnitten, die für den Naturschutz besonders wichtig und am meisten vernachlässigt ist. Wegen dieser Ausrichtung auf den bioregionalen Kontext wurde in Kap. E 3.9 näher auf das Konzept der Biosphärenreservate eingegangen (Kasten E 3.9-1). Umweltbildung, Forschung (z. B. langfristige Ökosystemforschung, interdisziplinäre Forschungsprogramme) und Umweltbeobachtung sind wichtige Komponenten des Konzepts. Zwei Beispiele für Biosphärenreservate werden in den Kästen E 3.9-2 und E 3.9-4 vorgestellt.

Seine besondere Bedeutung erhält das Programm durch den Zusammenschluß der einzelnen Gebiete zu einem weltumspannenden Netzwerk (356 Biosphärenreservate, Beteiligung von über 100 Staaten), in dem die Ergebnisse und Erfahrungen ausgetauscht und z. B. auf vergleichbare Regionen übertragen werden können. 1995 wurden die Statuten für das Netzwerk und eine neue Strategie erarbeitet („Sevilla-Strategie"; UNESCO, 1996b). Diese Dokumente geben einen klaren Rahmen für das Programm und für einzelne Bio-

sphärenreservate vor, z. B. sind periodische Begutachtungen und Berichtspflichten vorgesehen. Bislang gibt es allerdings noch keinen Mechanismus zur Aberkennung des Status bei Vernachlässigung oder Mißachtung. In der Sevilla-Strategie werden den Staaten eine Reihe von Zielen und Empfehlungen gegeben, die mit ihrem modernen, integrativen Ansatz nicht nur eine klare Anleitung für die Gestaltung und Betreuung von Biosphärenreservaten geben, sondern auch die Brücke zur Biodiversitätskonvention schlagen. Das MAB-Programm bietet sehr gute Voraussetzungen, ein wichtiger Baustein in der Umsetzung der Biodiversitätskonvention auf regionaler Ebene zu werden (Bridgewater und Cresswell, 1998).

Nach Auffassung des Beirats sollten diese Möglichkeiten in Zukunft verstärkt auch für entsprechende nationale Strategien genutzt werden. Dazu gehören vor allem die Anwendung der Sevilla-Strategie und die Weiterentwicklung des Netzwerks. Der Trend zu größeren, besser untereinander und mit dem Umland vernetzten und zunehmend auch länderübergreifenden Biosphärenreservaten ist sehr zu begrüßen und sollte weiter gefördert werden (ein Beispiel ist die deutsch-französische Kooperation im Biosphärenreservat „Nordvogesen und Pfälzerwald“). Das MAB-Programm könnte als Instrument für die internationale Zusammenarbeit zum Biosphärenschutz allerdings besser genutzt werden. Da es keinen eigenen Finanzierungsmechanismus hierfür gibt, sollten die Staaten ermutigt werden, vermehrt die Möglichkeiten der GEF nutzen. Es sollte keine Konkurrenz zwischen dem weltweiten Schutzgebietsnetzwerk des IUCN (Kap. E 3.3.2) und dem Netzwerk der Biosphärenreservate geben, denn beide Konzepte ergänzen sich gegenseitig (Phillips, 1998). Die Zusammenarbeit zwischen der Kommission für Schutzgebiete des IUCN (WCPA) und dem MAB-Programm sollte daher weiter vertieft werden.

Eine besondere Rolle könnten Biosphärenreservate als Experimentierfeld für integrierte biosphärenorientierte Forschung und Monitoring spielen. Dabei sollte nicht nur auf ökologische Forschung gezielt werden: auch für Pilotprojekte zu ökonomischen und sozialwissenschaftlichen Forschungsfragen (z. B. Methodenentwicklung zur Inventarisierung und Bewertung ökosystemarer Leistungen, Langzeitstudien zu sozialen Lebensbedingungen von Menschen und langfristiger Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen) sollten Biosphärenreservate vermehrt genutzt werden (Kap. J 3.2.3).

Globales System für den Schutz und die nachhaltige Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen

Die Schlußakte der CBD-Verhandlungen von Nairobi (1992) fordert in der Resolution 3, die offenen Fragen der *Ex-situ*-Bestände, die vor Inkrafttreten der CBD aufgebaut worden waren, sowie der „Farmers Rights“ zu klären und den Anforderungen der CBD gemäß anzupassen. Die FAO begann daraufhin 1993 mit der Revision der „Internationalen Verpflichtung über pflanzengenetische Ressourcen für die Ernährung und Landwirtschaft“ (International Undertaking on Plant Genetic Resources, IUPGR). Das IUPGR wurde 1983 unter Federführung der FAO als nicht bindende Absichtserklärung vereinbart und behandelt pflanzengenetisches Material als „gemeinsames Erbe der Menschheit“, welches für alle Nutzer frei verfügbar sein soll. Ziel der Vereinbarung ist es sicherzustellen, daß pflanzengenetische Ressourcen von ökonomischen und sozialem Interesse (insbesondere für die Landwirtschaft) erforscht und bewahrt werden sowie für die Pflanzenzucht und wissenschaftliche Zwecke verfügbar sind. Die Kommission für genetische Ressourcen der FAO (Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, CGRFA) hat in mehreren Verhandlungsrunden eine Überarbeitung des IUPGR durchgeführt.

Der Beirat begrüßt die Entscheidung für eine rechtlich bindende Vereinbarung der IUPGR und empfiehlt die Unterstützung der Verhandlungen und deren Abschluß im dafür vorgesehenen Zeitraum bis Frühjahr 2000. Dies würde eine Befassung der 5. COP der CBD im gleichen Jahr mit der Vereinbarung ermöglichen. Die Voraussetzungen für die Annahme der überarbeiteten IUPGR als Protokoll der CBD sollten rechtzeitig geprüft werden.

Sicherer Umgang mit Biotechnologie

Das Bestreben nach einem sicheren Umgang mit Biotechnologie äußert die CBD in mehreren Vorschriften: Art. 8(g) fordert die Vertragsstaaten zur Schaffung einer nationalen Risikovorsorge im Bereich der Biotechnologie auf, Art. 19 Abs. 4 verpflichtet sie zum Informationsaustausch über mögliche nachteilige Auswirkungen beim Umgang mit genetisch veränderten Organismen und nach Art. 19 Abs. 3 soll die Notwendigkeit eines Protokolls im Bereich Sicherheit von Biotechnologie (Biosafety-Protokoll) überprüft werden. Wie an anderer Stelle dieses Gutachtens dargelegt, sind die Verhandlungen über ein solches Protokoll vorläufig gescheitert (Kap. D 3.2). Ein völkerrechtlich bindendes, internationales Abkommen über den sicheren Umgang mit der Biotechnologie gibt es daher bisher nicht. Allerdings existieren bereits von unterschiedlichen internationalen Organisationen initiierte Richtlinien, die auf *freiwilliger* Basis Teilaspekte aus dem Bereich der Biotechnologie regeln: Dies sind vor allem der Codex Alimentarius (FAO und WHO) von 1962, der freiwillige Verhaltenskodex der United Nations Industrial Development Organisation (UNIDO) zur Regelung der Aussetzung von Organismen in die Umwelt (UNIDO, UNEP, WHO und FAO) von 1991 und der von der Kommission für Genetische Ressourcen bei Pflanzen im Bereich der Lebensmittel (CPGR) erarbeitete Verhaltenskodex für Biotechnologie. 1993 stellte die Kommission ihre Arbeit an Kap. 3 dieses Biosafety-Verhaltenskodex jedoch ein, da

Fragen über biologische Sicherheit eher unter die Regie der CBD fallen würden. Nach dem vorläufigen Scheitern der Verhandlungen über ein Biosafety-Protokoll besteht insoweit eine Regelungslücke.

Da es sich bei den vorgestellten Verhaltenskodizes um unverbindliche Absichtserklärungen handelt, lassen sie sich nur schwer als Umsetzungs- und Ausgestaltungshilfe eines völkerrechtlich verbindlichen Abkommens instrumentalisieren. Sofern im Rahmen der COP ausdrücklich auf sie Bezug genommen wird, erfahren sie eine stärkere Anerkennung. Der Beirat betont, daß ohne Biosafety-Protokoll der sichere Umgang mit Gentechnologie bruchstückhaft bleibt und zu Unsicherheiten führt. Die Empfehlungen des Beirats zu Biosafety finden sich in Kap. D 3.2.2.4.

I 3.3.3 Vorteilsausgleich

Rechte an geistigem Eigentum

In verschiedenen internationalen Übereinkünften, vor allem durch das Abkommen über handelsbezogene Aspekte der Rechte des geistigen Eigentums (Trade-related Aspects of Intellectual Property Rights – TRIPs) von 1994, haben die Mitgliedstaaten festgelegt, die dort vereinbarten Standards als Mindestschutz bei der Ausgestaltung ihrer nationalen Gesetzgebung zum Schutz geistigen Eigentums zu berücksichtigen. Der Streit um die Rolle geistiger Eigentumsrechte bei der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt hat im Vertragstext der CBD zu der Verpflichtung geführt sicherzustellen, daß solche Rechte – vorbehaltlich des innerstaatlichen Rechts und des Völkerrechts – die Ziele des Übereinkommens unterstützen und ihnen nicht zuwiderlaufen (Art. 16 Abs. 5).

Diese beiden Ansatzpunkte bieten eine Chance für die Ausschöpfung von Synergien, enthalten aber zugleich auch die Gefahr kontraproduktiver Effekte. Bei der Umsetzung der verschiedenen Bestimmungen auf nationaler Ebene muß daher darauf geachtet werden, daß der Schutz geistiger Eigentumsrechte als Voraussetzung dient, Anreize für die Entwicklung neuer Technologien zu schaffen, die die biologische Vielfalt erhalten und nachhaltig nutzen helfen. Die Sicherung des wirtschaftlichen Werts genetischer Ressourcen und traditionellen Wissens durch Schutzrechte wäre auch für Entwicklungsländer ein Anreiz, diese und damit die biologische Vielfalt zu erhalten. Insoweit könnte über Schutzrechte auch ein Vorteilsausgleich an Entwicklungsländer und indigene Gemeinschaften stattfinden.

Ein besonderes Problem bei der Anerkennung traditionellen Wissens indigener Gemeinschaften ist die mangelnde Übertragbarkeit der bisher existierenden Schutzrechte. Die internationale Anerkennung als Patent scheitert zumeist aus zwei Gründen: Zunächst wird es schwer fallen, nachzuweisen, daß ein über Generationen angewandtes Wissen *neu* ist, daß also niemand anderes darüber verfügt. Die Art des über Jahrhunderte gepflegten Austauschs innerhalb der Gemeinschaft und der Gemeinschaften untereinander beförderte ein kollektives Wissen. Weiterhin ist zweifelhaft, ob z. B. die Entdeckung der Wirkung einer bestimmten Pflanze eine erfinderische Tätigkeit beinhaltet oder nicht vielmehr eine dem Schutz nicht zugängliche Entdeckung ist (Simpson, 1997).

Fraglich ist insoweit, ob Gebrauchsmuster mit ihren geringeren Anforderungen an Neuheit und erfinderische Tätigkeit ein adäquates Schutzinstrument für traditionelles Wissen sein könnten. Schwachstelle des Gebrauchsmusterschutzes ist neben der kurzen Laufzeit (7–10 Jahre) die fehlende Anerkennung auf internationaler Ebene (nicht im TRIPs-Abkommen aufgeführt) und innerhalb vieler nationaler Gesetzgebungen (nur wenige Länder, u. a. Brasilien, China, Deutschland, Japan und Malaysia, erkennen dieses Recht auf nationaler Ebene an; Gollin, 1993).

Über das Schutzinstrument eines Geschäftsgeheimnisses ließe sich das traditionelle Wissen indigener Gemeinschaften wohl am ehesten schützen. Liegt das Wissen nicht bei einzelnen Medizinmännern oder Schamanen, sondern besteht es als Gruppenwissen, kann es zu praktischen Problemen der Geheimhaltung kommen. Zudem ist es die Pflicht des Schutzsuchenden, nachzuweisen, daß er notwendige Schritte in die Wege geleitet hat, um die Geheimhaltung zu wahren. Diese Schwierigkeiten versucht z. B. Ecuador in einem 1997 angelaufenen Pilotprojekt unter dem Namen „The Transformation of Traditional Knowledge into Trade Secrets" zu bewältigen. Ziel des Projekts ist es, durch Katalogisierung von traditionellem Wissen unter Garantie vertraulicher Behandlung ein Kartell über dieses Wissen zu schaffen. Wissen, das noch die Anforderungen an ein Geschäftsgeheimnis erfüllt, kann dann als solches gehandelt werden. Die Erlöse werden zwischen der Regierung und jenen Gemeinschaften aufgeteilt, die denselben Wissensinhalt registrieren ließen. Die Gemeinschaften verpflichten sich, die Erträge für öffentliche Projekte zu verwenden (Simpson, 1997).

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß es gegenwärtig keine rechtlichen Instrumente auf internationaler Ebene gibt, die ein Recht indigener Gemeinschaften an ihrem traditionellen Wissen in adäquater Weise anerkennen. Insbesondere läßt sich traditionelles Wissen indigener Gemeinschaften nicht den Kategorien geistigen Eigentums zuordnen.

Den Zielen der CBD würde es jedoch entsprechen, ein internationales Schutzregime zu schaffen, das nicht nur jene für eine Industrienation bedeutsamen geistigen Eigentumsrechte umfaßt, sondern auch schützenswerte Interessen der indigenen Gemeinschaften und Entwicklungsländer mit einbezieht. Eine solche Möglichkeit bietet die anstehende Neuverhandlung des Art. 27 Abs. 3(b) TRIPS, nach dem derzeit bereits Pflanzensorten ei-

nem wirksamen Schutzsystem „eigener Art“ unterworfen werden können (*Sui-generis* -System). Solche Schutzsysteme „eigener Art“ – im Unterschied zum allgemeinen Patentschutz – sind in besonderer Weise geeignet, der Wirtschaftsweise indigener und lokaler Gemeinschaften Rechnung zu tragen, und sollten deshalb unterstützt werden.

In einem weiteren Zusammenhang werden solche Überschneidungen und andere Konflikte zwischen Handel und Umwelt bei dem Komitee für Umwelt und Handel, einem Organ der WTO, behandelt. Diese Konstellation legt die Vermutung nahe, daß Handelsaspekten in diesem Gremium ein übergroßes Gewicht eingeräumt wird. Aus Sicht des Beirats wäre es ratsam, die materiellrechtliche Gleichrangigkeit von Umwelt und Handel auch auf institutioneller Ebene zum Ausdruck zu bringen.

Die Seerechtskonvention

Durch wachsende technologische Möglichkeiten, genetische und biochemische Ressourcen von lebenden Organismen im Meer zu nutzen, ist die biologische Vielfalt der Meere in letzter Zeit verstärkt in das internationale Blickfeld geraten. Einige Meeresgebiete erscheinen unter diesem Aspekt besonders wertvoll, so beispielsweise Korallenriffe oder Ökosysteme bei heißen Quellöffnungen im Meeresboden. Hier sind Organismen und Bakterien zu finden, die unter ungewöhnlichen Hitze- und Druckverhältnissen leben und daher Perspektiven für neue Anwendungsgebiete eröffnen (Kap. D 3.3). Das Potential mariner Biodiversität als Quelle für neue Produkte (Medikamente, Klebstoffe, Farbstoffe) und als Lieferant von „Schadstoffbindern“ oder Enzymen für industrielle und biotechnologische Anwendungen hat eine Reihe von Bioprospektierungsmaßnahmen ausgelöst. Viele Industrieländer haben Konsortien gebildet, die Meeresorganismen sammeln und nach potentiellen Anwendungsbereichen für marine Ressourcen forschen. Auch große multinationale Unternehmen sowie kleinere Biotechnologie-Unternehmen haben die Sammlung und Forschung aufgenommen.

Die in der CBD enthaltenen rechtlichen Vorgaben für den Zugang zu genetischen Ressourcen und die ausgewogene Verteilung der daraus entstehenden Vorteile werden im Bereich der Meeresumwelt (also auch der marinen Ressourcen) durch Bestimmungen des Seerechts beeinflußt. Sie finden in marinen nationalen Hoheitsbereichen nur Anwendung, sofern sie mit den „Rechten und Pflichten der Staaten aufgrund des Seerechts“ in Einklang stehen (Art. 4a, 22 (2) CBD).

Im Bereich des Küstenmeers (12-Seemeilenzone) gewährt die *Seerechtskonvention* (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS; WBGU, 1996a) den Küstenstaaten das ausschließliche Recht, die wissenschaftliche Meeresforschung zu regeln. Wie auch nach den Bestimmungen der CBD darf Forschung dort nur mit ausdrücklicher Zustimmung des Küstenstaats und zu den von ihm festgelegten Bedingungen betrieben werden (Art. 245 UNCLOS), was den Einbezug einer angemessenen Teilhabe an sich aus der Nutzung der marinen genetischen Ressourcen ergebenden Vorteilen ermöglicht.

Auch in der ausschließlichen Wirtschaftszone (200-Seemeilenzone) weist das Seerechtsübereinkommen den Küstenstaaten Hoheitsbefugnisse in bezug auf die wissenschaftliche Meeresforschung zu (WBGU, 1996a). Bei deren Ausgestaltung müssen jedoch Rechte und Pflichten anderer Staaten berücksichtigt werden (Art. 56 UNCLOS). So sollen die Küstenstaaten „unter normalen Bedingungen“ einer wissenschaftlichen Meeresforschung durch einen anderen Vertragsstaat zustimmen. Die Zustimmung kann nur in ausdrücklich geregelten Fällen verweigert werden (Art. 246 UNCLOS). Die Umsetzung der Zugangs- und Vorteilsausgleichsregelungen der CBD muß sich in der ausschließlichen Wirtschaftszone an den entsprechenden Bestimmungen des Seerechtsübereinkommens orientieren. Beispielsweise müssen dem Küstenstaat hiernach mindestens 6 Monate vor beabsichtigtem Forschungsbeginn detaillierte Angaben über das Forschungsvorhaben vorgelegt werden.

Außerhalb nationalen Hoheitsgebiets entfällt die Frage nach der Zugangsregelung, da gemäß Art. 256 und 257 UNCLOS alle Staaten – ungeachtet ihrer geographischen Lage – das Recht haben, wissenschaftliche Meeresforschung im Gebiet (Meeresboden und Meeresuntergrund jenseits der Grenzen des Bereichs nationaler Hoheitsbefugnisse) und in der Wassersäule jenseits der Grenzen der ausschließlichen Wirtschaftszone zu betreiben. Eine internationale Zusammenarbeit im Sinn einer gerechten Verteilung finanzieller und sonstiger Vorteile ist durch das Seerechtsübereinkommen lediglich für die Erforschung und Ausbeutung mineralischer Ressourcen des Meeresgrundes vorgesehen (insbesondere Art. 137, 140 und 143) und zudem durch das Durchführungsübereinkommen von 1994 relativiert. Für die Nutzung mariner genetischer Ressourcen der Hohen See gibt es keine vergleichbaren Bestimmungen (Wold, 1998; Verhoosel, 1998). Angesichts möglicher großer Gewinne und des sowohl in der Seerechts- als auch in der Biodiversitätskonvention ausgedrückten Gedankens einer internationalen Kooperation für eine gerechte und ausgewogene internationale Wirtschaftsordnung, die insbesondere die speziellen Interessen und Bedürfnisse der Entwicklungsländer berücksichtigt, stellt sich die Frage, ob ein der Regelung für mineralische Ressourcen ähnliches Regime für genetische Ressourcen der Hohen See erwogen werden sollte. Gemäß Art. 118 UNCLOS und auch nach Art. 5 CBD sind die Staaten jedenfalls dazu verpflichtet, bei der Erhaltung und dem Management von lebenden Ressourcen außerhalb nationalen Hoheitsgebiets miteinander zu kooperieren und Verhandlungen aufzunehmen. Die konkrete

Ausgestaltung sollte im Interesse einer nachhaltigen Nutzung der Ressourcen vorangetrieben werden.

I 3.3.4
Die Umsetzung der CBD-Verpflichtungen innerhalb der EU am Beispiel der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie

Neben ihren Mitgliedstaaten wurde auch die Europäische Gemeinschaft Vertragspartei der CBD und hat sich damit zu ihrer Umsetzung verpflichtet. Ob bei der Umsetzung der innerhalb der CBD eingegangenen Verpflichtungen die EG in Form von Richtlinien oder Verordnungen tätig werden muß oder es den Nationalstaaten innerhalb der EU überlassen bleibt, die sich aus der CBD ergebenden Rahmenverpflichtungen unmittelbar im nationalen Recht zu konkretisieren, entscheiden die EG und deren Mitgliedsstaaten; EG und Mitgliedstaaten können Rechte aufgrund der Konvention jedoch nicht gleichzeitig ausüben (Art. 34 Abs. 2 CBD).

Die Kompetenzverteilung zwischen EG und Mitgliedstaaten richtet sich nach dem „Prinzip der begrenzten Einzelermächtigung“, d. h. die Gemeinschaft darf nur handeln, wenn ihr eine solche Kompetenz vertraglich eingeräumt wurde. Auf dem Gebiet des Umweltschutzes ist dies vor allem durch den Art. 175 des EG-Vertrages (Art. 130s a.F. EGV) geschehen. Die EG nimmt hierbei im Verhältnis zu den Mitgliedstaaten eine konkurrierende Zuständigkeit war (Middeke, 1994). Soweit also bisher keine gemeinschaftsrechtliche Umweltschutzbestimmung getroffen wurde, können die Mitgliedstaaten eigenständige Regelungen erlassen. Trotz der durch Art. 175 EGV verliehenen Kompetenz ist es der EG dennoch nicht möglich, in allen Bereichen des Umweltschutzes tätig zu werden. Insoweit hat sie den Subsidiaritätsgrundsatz (Art. 5 EGV) zu berücksichtigen, der eine Kompetenzausübungsschranke für die EG enthält. Danach darf die Gemeinschaft in Fällen einer im Bereich des Umweltschutzes vorliegenden konkurrierenden Zuständigkeit nur tätig werden, sofern und soweit die Ziele der in Betracht gezogenen Maßnahmen auf der Ebene der Mitgliedstaaten nicht erreicht werden können.

Bereits kurz vor dem Inkrafttreten der CBD wurde die EU-Richtlinie 92/43 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen erlassen (FFH-Richtlinie). Soweit der Regelungsbereich dieser Richtlinie und der bereits 1979 erlassenen Richtlinie zur Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie, 79/409/ EWG) die Verpflichtungen der CBD erfaßt, dürfen die Mitgliedstaaten über die Umsetzung der Richtlinie hinaus grundsätzlich nicht mehr selbständig tätig werden. Im Umkehrschluß heißt dies aber auch, daß für jene Bereiche, die durch Richtlinien nicht abgedeckt werden, jeder Mitgliedstaat aktiv werden muß, um seiner völkerrechtlichen Verpflichtung nachzukommen. Daher besteht die Notwendigkeit, die inhaltliche Reichweite der Richtlinie abzustecken. Das Hauptziel der FFH-Richtlinie ist, die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu fördern. Das rechtlich verbindliche, auf die Sicherung der *Artenvielfalt* beschränkte Ziel der Richtlinie (Art. 2 Abs. 1) in der deutschen Fassung des Textes läßt insoweit auf einen Übersetzungsfehler schließen, da die englische und französische Version an gleicher Stelle von *biodiversity* bzw. *biodiversité* sprechen.

Dieses Ziel soll durch Bestimmungen zur Erhaltung natürlicher Lebensräume und Habitate sowie Regelungen zum unmittelbaren Artenschutz (Tötungs-, Fang- und Störungsverbote sowie Handelsuntersagungen) erreicht werden. Kernelement der Richtlinie ist es, ein kohärentes europäisches ökologisches Netz besonderer Schutzgebiete mit der Bezeichnung „NATURA 2000“ zu errichten (Art. 3 Abs. 1 FFH-Richtlinie). Es soll mithin ein länderübergreifender, zusammenhängender Flächenschutz geschaffen werden, der die bisherige Insellage einzelner Schutzgebiete aufhebt und so auch einen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt notwendigen genetischen Austausch wildlebender Arten ermöglicht (Kap. E 3.3.2).

Die Schutzmechanismen der FFH-Richtlinie finden nur innerhalb der in diesem Zusammenhang ausgewiesenen Gebiete statt. Die Bewahrung der biologischen Vielfalt außerhalb der zu schaffenden Gebiete bleibt mithin Aufgabe der Mitgliedstaaten (Freiburg, 1998). Eine zentrale Bedeutung innerhalb der CBD nehmen die Ökosysteme ein, deren Vielfalt auch von dem Erhaltungsstreben der Konvention umfaßt ist (Art. 2 Abs. 14 CBD; Kap. D 2). Der Begriff des Ökosystems findet in der FFH-Richtlinie hingegen keine Erwähnung. Zentraler Begriff ist hier u. a. der natürliche Lebensraum, der als durch geographische, biotische und abiotische Merkmale gekennzeichnetes völlig natürliches oder naturnahes terrestrisches oder aquatisches Gebiet definiert wird. Bei den im Anhang der Richtlinie aufgeführten Lebensräumen handelt es sich um mehr oder weniger scharf abgrenzbare Gebiete wie Obst-, Streu- oder Salzwiesen, Hoch- oder Niedermoore, Flüsse, Teiche oder Wattflächen. Der Begriff des Lebensraums oder Habitats verweist auf die Sichtweise der Art oder des einzelnen Organismus, während der Begriff Ökosystem die funktionale Interdependenz zwischen belebter und unbelebter Natur hervorhebt. Unbestritten überschneiden sich beide Begriffe (Freiburg, 1998). Fraglich bleibt jedoch, ob die für die Lebensräume geschaffenen Schutzmechanismen der FFH-Richtlinie auch einen ausreichenden Schutz der Vielfalt der Ökosysteme gewährleisten können. Sofern dies nicht der Fall sein sollte, bleibt es insoweit Aufgabe der Staaten, Regelungen zu schaffen, um den Verpflichtungen der CBD nachzukommen.

Schutzgebiete sind oft nur unzureichend innerhalb bestimmter Staatsgrenzen ausweisbar (Kap. E 3.3.2), daher können bestimmte Ziele der CBD nur auf transnationaler Ebene effektiv umgesetzt werden. Mit der EU

bietet sich insofern eine besondere Chance für die Umsetzung der CBD, da sie die Schaffung eines vernetzten Landschaftsschutzsystems über Staatsgrenzen hinweg organisieren kann. Die EU als eine regionale Organisation mit weitreichenden Befugnissen im Umweltbereich kann hier eine Vorbildfunktion ausüben. Insoweit sollte überlegt werden, auch in anderen Regionen regionale Gebilde zu schaffen, die im Bereich des Umweltschutzes staatenübergreifende Organisationsaufgaben wahrnehmen könnten. Die Realisierbarkeit einer solchen Idee erscheint jedoch nicht einfach. Selbst auf EU-Ebene ist der Erfolg der FFH-Richtlinie ausschließlich auf den Kooperationswillen der Mitgliedstaaten angewiesen. Gegen den Willen des betroffenen Mitgliedstaates kann auch innerhalb der EU kein Schutzgebiet auf dessen Territorium ausgewiesen werden.

Auf den bislang unbefriedigenden Stand der Umsetzung der FFH-Richtlinie und des darin vorgesehenen EU-weiten Netzwerks NATURA 2000 in Deutschland wird in Kap. E 3.3.2.6 eingegangen.

I 3.4 Übereinkommen und Vereinbarungen des UNCED-Folgeprozesses

I 3.4.1 AGENDA 21 und die Kommission für nachhaltige Entwicklung

Im Rahmen der Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD) werden die vereinbarten Leitlinien und Programme der AGENDA 21 weiterverfolgt und Kapitel für Kapitel abgehandelt, so auch Kapitel 15, wo Maßnahmen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung von biologischer Vielfalt behandelt werden. Auf der 8. CSD Sitzung im Jahr 2000 wird das Thema im Rahmen des Schwerpunktes zu integrierter Landnutzungsplanung erneut aufgegriffen werden. Zum Thema biologische Vielfalt hat die CSD bislang nur sehr allgemeine Aussagen getroffen.

Ein konkretes, die Biodiversitätskonvention betreffendes Ergebnis wurde auf der jüngsten 7. CSD-Sitzung 1999 erzielt. Aufgrund des Engagements der EU wurde erreicht, daß in der Abschlußerklärung zu einer Aufnahme von Tourismusrichtlinien in die CBD aufgerufen wird. Obgleich auf der UN-Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 (UNCED) das Thema „nachhaltiger Tourismus“ nur eine marginale Rolle spielte und dieser Aspekt daher in der AGENDA 21 nur beiläufig erwähnt wird, wurde die CSD von der UN-Sondergeneralversammlung 1998 beauftragt, ein maßnahmenorientiertes internationales Arbeitsprogramm zum Thema „nachhaltiger Tourismus“ vorzulegen, um die negativen Auswirkungen des Tourismus zu minimieren und seinen positiven Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung zu fördern (Kap. E 3.7). Allerdings bestehen unterschiedliche Auffassungen darüber, ob nachhaltiger Tourismus in bezug auf biologische Vielfalt gesondert angesprochen wird oder nachhaltiger Tourismus insgesamt. Diese Frage sollte nach Ansicht des Beirats zukünftig geklärt werden.

I 3.4.2 Die Konvention zur Desertifikationsbekämpfung

Beschlüsse im Rahmen des „Übereinkommens der Vereinten Nationen zur Bekämpfung der Wüstenbildung in den von Dürre und/oder Wüstenbildung schwer betroffenen Ländern, insbesondere in Afrika“ (Desertifikationskonvention – CCD) können nicht unabhängig von Vereinbarungen anderer globaler Umweltkonventionen gesehen werden, da Trockengebiete besonders anfällig für Umweltveränderungen sind (zur Diskussion um eine globale Bodenkonvention siehe Kasten E 3.3-7). Gleichzeitig gilt die biologische Vielfalt in Trockengebieten aufgrund ihrer guten Anpassung an Extrembedingungen als besonders wertvoll und schützenswert. Während die meisten terrestrischen Ökosysteme eine hohe Pufferkapazität für Klimaänderungen aufweisen, gilt dies nicht für aride und semi-aride Zonen. Dort können auch nur geringe Klimaänderungen die bereits vorhandene hohe natürliche Variabilität derart verstärken, daß eine irreversible Bodendegradation ausgelöst wird, der stets eine Zerstörung biologischer Vielfalt vorausgeht (WBGU, 1994). Aride und semi-aride Regionen könnten daher unter den ersten Regionen sein, deren Ökosystemdynamik durch globale Umweltveränderungen nachhaltig verändert werden (West, 1994). Ebenso sind auch Rückwirkungen von Desertifikation auf das lokale und globale Klima möglich (IPCC, 1996b) und damit auch auf die Vegetationsbedeckung. Zusätzlich führt jede dauerhafte Degradierung der Vegetationsdecke zum Verlust biologischer Vielfalt und zur Freisetzung des Treibhausgases CO_2. Bodendegradation kann also die Zunahme von „Quellen“ bzw. Abnahme von „Senken“ für Treibhausgase verstärken. An diesem Beispiel wird deutlich, daß Vereinbarungen im Rahmen der CCD nicht länger isoliert von Regelungen der beiden anderen Rio-Konventionen gesehen werden können. Dieser wachsende Abstimmungsbedarf zwischen den parallel laufenden Konventionsprozessen wurde auf den COPs der letzten Jahre immer deutlicher (Pilardeaux, 1997, 1998). Eine koordinierte Vorgehensweise globaler Umweltkonventionen wird also zunehmend wichtiger, um Doppelarbeit, Überschneidungen oder gar widersprüchliche Maßnahmen zu vermeiden. Ein erster Schritt in diese Richtung ist das auf der 4. SBSTTA-Sitzung (1999) der CBD verabredete und der kommenden COP zur Verabschiedung vorzulegende Arbeitsprogramm zur biologischen Vielfalt in Trockengebieten.

Dieses Arbeitsprogramm beruht auf dem Ökosystemansatz, orientiert sich an der Zieltriade der Konvention und soll nachfrageorientiert und flexibel sein. Ziel ist es, Synergien, Lücken und Überschneidungen zum Thema biologische Vielfalt in Trockengebieten in laufenden Programmen der CBD zu identifizieren. Um Doppelarbeit zu vermeiden, soll das Arbeitsprogramm in Abstimmung mit der CCD und anderen relevanten Institutionen entwickelt werden. Eine Grundlage hierfür ist u. a. das Memorandum of Understanding zwischen dem CBD- und dem CCD-Sekretariat. Das Thema Biodioversität in Trockengebieten wird voraussichtlich Schwerpunkt der kommenden SBSTTA-Sitzung sein. Es ist auch geplant, im Rahmen von SBSTTA eine *Ad-hoc-* Expertengruppe hierzu einzurichten.

Die Bundesregierung sollte im Rahmen ihrer Beteiligungsmöglichkeiten bei den COPs weiter darauf einwirken, daß in den nachgeordneten wissenschaftlichen Gremien der COP einzelner „Rio-Konventionen", z. B. im Ausschuß für Wissenschaft und Technologie (CST) der Desertifikationskonvention, verstärkt Fragen der Überlappung mit anderen Umweltkonventionen zur Sprache kommen.

I 3.4.3 Die Klimarahmenkonvention

Für die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen, insbesondere der CO_2-Konzentration, spielt die terrestrische Biosphäre eine entscheidende Rolle: Nur wenn ihre Speicher- und Senkenwirkung bestehen bleibt und die Biosphäre in Zukunft sogar mehr als bisher an Kohlendioxid aufnimmt, kann eine Stabilisierung erreicht werden (Kap. F 3; IPCC, 1996a). Rechtlich verbindliche quantifizierte Reduktionsverpflichtungen der Industriestaaten wurden erst mit dem Kyoto-Protokoll zur Klimarahmenkonvention (FCCC) beschlossen, das noch nicht in Kraft getreten ist. Es sieht eine begrenzte Anrechnung biologischer Senken und Quellen (nur Aufforstungen, Wiederaufforstungen und Entwaldungen seit 1990) auf die Verpflichtungen der Industriestaaten zur Reduktion ihrer Emissionen vor (Art. 3 Abs. 3; WBGU, 1998b). Außerdem erlaubt Art. 6 Kyoto-Protokoll die Anrechnung von in anderen Anlage-I-Staaten vorgenommenen Projekten zur erhöhten Aufnahme durch Senken. Zusätzlich ermöglicht der in Art. 12 definierte Clean Development Mechanism (CDM) die Zertifizierung von Emissionsreduktionen, die bei Projekten in Entwicklungsländern erzielt werden. Hier ist noch offen, ob auch Senkenprojekte möglich sind oder nur Projekte zur Reduktion von Emissionen (WBGU, 1998b).

Die Regelung der Anrechnung von Senken nach dem Kyoto-Protokoll wirft eine Reihe von Fragen zur Definition der anzurechnenden Tätigkeiten oder der zu messenden Kohlenstoffspeicher auf. Eine Empfehlung für eine Entscheidung der 1. COP des Protokolls zu Definitionen in bezug auf die Tätigkeiten nach Art. 3 Abs. 3 Kyoto-Protokoll (Aufforstung, Wiederaufforstung, Entwaldung) sowie über die Anrechnung zusätzlicher Tätigkeiten nach Art. 3 Abs. 4 Kyoto-Protokoll wird die COP der Konvention erst treffen, nachdem der IPCC-Sonderbericht fertiggestellt (nicht vor 2000) und durch das wissenschaftlich-technische Unterorgan der COP (SBSTA) behandelt wurde. Auch eine Entscheidung über die genaue Ausgestaltung des CDM, einschließlich der Kriterien zur Auswahl von Projekten und der Zertifizierungsmodalitäten, soll nach dem Aktionsplan von Buenos Aires (4. COP) bis 2000 getroffen werden. Eine Abstimmung zwischen der CBD und der FCCC hat es vor der Annahme des Kyoto-Protokolls nicht gegeben. Auch weitere Verhandlungsprozesse wie das IFF sind nicht berücksichtigt worden. Es ist zu hoffen, daß diese Abstimmung zukünftig hergestellt wird.

Der Beirat hat in einem Sondergutachten ausführlich zur Anrechnung biologischer Senken auf die Verpflichtungen der Industriestaaten nach dem Kyoto-Protokoll Stellung genommen (WBGU, 1998b). Die Art der Anrechnung von Tätigkeiten im Bereich „Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft", wie sie im Kyoto-Protokoll geregelt wird, berücksichtigt nicht die komplexe Dynamik der terrestrischen Biosphäre und kann zu negativen Anreizen sowohl für den Klimaschutz als auch für den Schutz der Biodiversität führen. So könnte die Umwandlung von Primärwäldern, die sich durch einen hohen Kohlenstoffgehalt, aber auch durch eine hohe biologische Vielfalt auszeichnen, in Sekundärwälder oder Holzplantagen bei entsprechender Definition der anrechenbaren Tätigkeiten indirekt gefördert werden. Dies wäre mit einem Verlust von Biodiversität verbunden (WBGU, 1998b). Falls Aufforstungsprojekte in Art. 12 (CDM) einbezogen werden, könnte dies einen zusätzlichen Anreiz zur Abholzung von Primärwäldern schaffen, um sich die darauffolgende Anpflanzung von Plantagen anrechnen zu lassen (WBGU, 1998b; Schulze et al., 1999).

Senkenprojekte in Entwicklungsländern könnten aber auch Waldschutzprojekte umfassen. Der Schutz eines Waldgebiets vor Abholzung oder Degradation würde danach als CDM-Projekt angerechnet, wenn dadurch Emissionen verhindert werden, die andernfalls – ohne das betreffende Projekt – durch Abholzung oder Degradation in die Atmosphäre gelangt wären. Allerdings kann eine Anrechnung von Waldschutzprojekten ohne die Verpflichtung zu einer Erstellung einer vollständigen Kohlenstoffbilanz für das Entwicklungsland zu einer bloßen räumlichen Verlagerung von Emissionen führen: Waldzerstörung findet dann eben an anderer Stelle, außerhalb der Projektgrenzen, statt. Diese Verlagerung ist sogar sehr wahrscheinlich, solange mit den CDM-Projekten nicht die zugrundeliegenden Ursachen von Waldzerstörung angegangen werden. Auch ist fraglich, ob die notwendige langfristige Sicherung des Waldschutzes garantiert werden kann. Eigentlich müßten die

Investoren zeitlich unbegrenzt für die geschützten Wälder haften. Wird ein Wald, der im Rahmen eines CDM-Projekts geschützt wurde, etwa nach dem Ende der Projektlaufzeit abgeholzt, müßte die dann emittierte Kohlendioxidmenge dem Investorstaat negativ angerechnet werden. Es ist allerdings mehr als fraglich, ob ein solcher Haftungsmechanismus realisiert werden kann. Vollständige Kohlenstoffbilanzen, gerade in Entwicklungsländern, sind bisher noch nicht erstellt. Hinzu kommt, daß sowohl der investierende Staat als auch das Gastland ein Interesse an einer Überzeichnung der erzielten Emissionsreduktion haben. Dies bietet in Verbindung mit der erheblichen Unsicherheit in der Verifizierbarkeit der Senkenwirkung einen gefährlichen Anreiz zum Mißbrauch einer Anrechnung von Waldschutzprojekten innerhalb des CDM. Eine Anrechnung von Aufforstungsprojekten im CDM sollte verhindert werden, solange es keine Anrechnung von Emissionen in Entwicklungsländern gibt (WBGU, 1998b). Eine Anrechnung von Waldschutzprojekten sollte nur bei Vorliegen einer vollständigen nationalen Kohlenstoffbilanz möglich sein. Es sollte auch geprüft werden, ob nicht der bestehende Mechanismus der GEF verstärkt Projekte zum Schutz natürlicher Speicher und Senken, insbesondere von Primärwäldern und Feuchtgebieten, finanzieren kann (WBGU, 1998b). Da die GEF das Finanzierungsinstrument sowohl der FCCC als auch der CBD darstellt, können hier Synergieeffekte genutzt und gleichzeitig die durch die Anrechnung als CDM-Projekte gegebenen Risiken vermieden werden.

I 3.4.4
Das Zwischenstaatliche Wälder-Forum

Das Zwischenstaatliche Wälder-Forum der UN (Intergovernmental Forum on Forests, IFF) als Nachfolgegremium des Intergovernmental Panel on Forests (IPF) hat im Mai 1999 seine 3. Sitzung abgehalten. Es zeigt sich, daß die Verhandlungen aufgrund gravierender Meinungsverschiedenheiten und stets wiederkehrender Grundsatzdiskussionen nach wie vor schleppend verlaufen.

Nach wie vor offen ist die Frage der institutionellen Ausgestaltung des Ergebnisses der IFF-Beratungen, das im Jahr 2000 vorliegen soll. Ein völkerrechtlich verbindliches Übereinkommen zur Erhaltung der Wälder könnte die Form einer eigenständigen Konvention der FAO annehmen oder als Protokoll im Rahmen der CBD wirksam werden. Die Klärung der institutionellen Fragen hatte sich bisher immer wieder als äußerst problematisch erwiesen und wurde deswegen zunächst hinter die inhaltlichen Auseinandersetzungen zurückgestellt, um die Verhandlungen nicht zu behindern.

Der Beirat hat sich in der Vergangenheit für ein Waldprotokoll im Rahmen der CBD ausgesprochen (WBGU, 1995) und hält diese Lösung auch weiterhin für die erfolgversprechendste hinsichtlich des Ziels einer globalen Nachhaltigkeitspolitik. In einer neu zu verhandelnden und bei der FAO verankerten Waldkonvention läge das Hauptgewicht vermutlich auf der Nutzung. Die Gleichberechtigung von Erhaltung und nachhaltiger Nutzung biologischer Vielfalt, die in der CBD bereits verankert ist, müßte erst neu verhandelt und festgeschrieben werden. Allerdings wäre angesichts der sich derzeit abzeichnenden mangelnden internationalen Durchsetzbarkeit eines CBD-Protokolls eine eigenständige Waldkonvention einer lediglich unverbindlichen Fortführung des Diskurses in einem zwischenstaatlichen Gremium vorzuziehen.

I 3.5
Anreizinstrumente, Fonds und internationale Zusammenarbeit

I 3.5.1
Anreizinstrumente

Die CBD fordert in Art. 11 die Vertragsstaaten dazu auf, die Bedeutung von Anreizinstrumenten anzuerkennen und verstärkt soziale und ökonomische Anreizmaßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der einzelnen Elemente der Biosphäre einzusetzen. In Anlehnung an diese Aufforderung setzte die OECD eine Arbeitsgruppe ein, die sich mit ökonomischen Aspekten der Biodiversität beschäftigte (Working Group on Economic Aspects of Biodiversity). Im Dezember 1998 wurde der Entwurf eines Handbuchs veröffentlicht, der sich – aufbauend auf 22 Fallstudien – mit den Möglichkeiten von Anreizinstrumenten in der Biodiversitätspolitik auseinandersetzt. Ziel des Handbuchs ist es, der Politik einen Leitfaden an die Hand zu geben, mit dem – abgestimmt auf die ökologischen, sozialen und ökonomischen Rahmenbedingungen – verstärkt Anreizinstrumente zur nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt eingesetzt werden können (OECD, 1998).

Im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Anweisungen setzen ökonomische Anreizinstrumente nicht darauf, bestimmte Handlungen vorzuschreiben, wie dies z. B. durch gesetzliche Vorschriften zur Installation bestimmter Filteranlagen im Rahmen des Bundesimmissionsschutzgesetzes geschieht. Vielmehr werden die mit bestimmten Handlungsalternativen verbundenen Kosten- und Nutzengrößen verändert. Emissionszertifikate, die z. B. in den USA in der Luftreinhaltepolitik erfolgreich eingesetzt werden, führen dazu, daß Emissionsminderungen sich finanziell lohnen, weil früher erworbene Zertifikate verkauft werden können. Emissionssteuern erhöhen z. B. die Kosten von Emissionen. Die Entscheidung, ob weiter emittiert oder zur Vermeidung der Steuerzahlung Filteranlagen erworben werden, verbleibt letztlich beim individuellen Entscheidungsträger. Durch

solche ökonomischen Ansätze wird der Informationsvorsprung auf dezentraler Ebene ausgenutzt, v. a. zur Beurteilung von Handlungsalternativen. Anstatt pauschal Handlungen gesetzlich festzuschreiben, bleibt es beim ökonomischen Ansatz den Wirtschaftssubjekten überlassen, sich für eine Handlung gemäß ihrer individuellen Kosten-Nutzen-Überlegung zu entscheiden.

Die CBD fordert die Vertragsstaaten auf, verstärkt Instrumente in der Biosphärenpolitik einzusetzen, die in der Lage sind, die Vorteile des ökonomischen Kalküls zu nutzen. Eine Grundbotschaft des OECD-Handbuchs lautet dementsprechend auch, „daß angemessen definierte Eigentumsrechte und ökonomische Anreize, wenn immer möglich, genutzt werden sollten, um die nachhaltige Nutzung anzuregen, und daß auf Regulierungen, Zutrittsbeschränkungen und Subventionierung einer nachhaltigen Nutzung nur wenn nötig zurückgegriffen werden sollten“ (OECD, 1998).

In Anbetracht der Vielzahl von Akteuren, die am Schutz und an der Nutzung der Biodiversität beteiligt sind, und der komplexen Zusammenhänge zwischen Anthroposphäre und Biosphäre liegt dem OECD-Handbuch ein breites Verständnis von Anreizinstrumenten zugrunde. Neben den ökonomischen Anreizinstrumenten im engeren Sinn (d. h. vor allem Eigentumsrechte, Steuern und andere Abgabenformen, Zertifikate) werden unter Anreizinstrumenten auch folgende Maßnahmen gezählt:

- Stärkung der wissenschaftlichen und technischen Kapazität,
- Einbeziehung aller relevanten Akteure in den Entscheidungsprozeß über den Schutz und die Nutzung der Biosphäre,
- Sicherstellung, daß alle verfügbaren Informationen über die biologischen Ressourcen und deren Beeinträchtigung zu den Entscheidungsträgern gelangen,
- Stärkung bzw. Schaffung geeigneter Institutionen, um die erforderlichen politischen Entscheidungen treffen zu können,
- Implementierung und Durchsetzung von Anreizmaßnahmen im engeren Sinn,
- Beobachtung biologischer Ressourcen.

Alle diese Maßnahmen sind Voraussetzung dafür, daß nachhaltige Nutzung oder ein Schutz biologischer Ressourcen ermöglicht und gefördert werden kann. Sie stellen also die erforderlichen Rahmenbedingungen für einen erfolgreichen Einsatz der oben erwähnten Anreizinstrumente im engeren Sinn dar und bilden somit die wichtige Grundlage, auf der ein in sich schlüssiger und erfolgreicher Policy Mix gegründet werden kann (OECD, 1998).

Es ist sehr schwierig, ein einzelnes politisches Instrument derart auszugestalten, daß es allein in der Lage ist, die nötigen Anreize bei allen relevanten Akteuren zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung biologischer Ressourcen zu setzen. Daher empfiehlt die OECD in ihrem Handbuch, eine breite Palette von Anreizinstrumenten zu nutzen, um dem unterschiedlichen Problemdruck beim Schutz der Biosphäre und den unterschiedlichen Interessen der beteiligten Akteuren Rechnung zu tragen. Dadurch, daß sich manche Anreizinstrumente in ihrem Wirkungsmechanismus überschneiden, wird zugleich dem Fall vorgesorgt, daß ein Instrument nicht die erforderlichen Anreize zu setzen vermag.

Die Feststellung, daß nur eine Kombination von Anreizinstrumenten dem Ziel der CBD gerecht wird, eine nachhaltige Nutzung biologischer Ressourcen zu fördern, ist in unmittelbarer Verbindung zu dem breiteren Verständnis der OECD hinsichtlich der Definition von Anreizmaßnahmen zu sehen. Der Einsatz kombinierter Anreizinstrumente erfordert geeignete wissenschaftliche, technische und politische Kapazitäten und Institutionen. Hier wird die Bedeutung von Kapazitätenförderung für die erfolgreiche Implementation von Anreizinstrumenten deutlich (OECD, 1998).

Der Beirat betont, daß in der Regel die Kombination verschiedener Anreizinstrumente notwendig ist. Im Zentrum steht die Zuweisung von Eigentumsrechten. Damit allerdings auch langfristig Schutz- und Nutzungsziele erreicht werden, sind begleitende Anreizinstrumente wie Steuern und Subventionen oder auch ordnungsrechtliche Regulierungen wie Zutrittsbeschränkungen einzubeziehen. Insbesondere die Konzeption von Biosphärenreservaten, die explizit auf den Schutz und die nachhaltige Nutzung biologischer Ressourcen ausgerichtet ist, erfordert die Kombination einer Vielzahl an Instrumenten ökonomischer, rechtlicher und raumplanerischer Art (Kap. E 3.9).

I 3.5.2 Umweltfonds

Die Umsetzung einer Politik zur Bewahrung biologischer Ressourcen erfordert zusätzliche finanzielle Mittel, da die auf der UNCED vereinbarte finanzielle Unterstützung bisher nicht im erwarteten Maß gegeben wurde, aber der Problemdruck weiter zunimmt. Schutz- und Managementregeln müssen umgesetzt und überwacht, bisherige Nutzer biologischer Ressourcen für Einschränkungen entschädigt werden. Art. 20f. CBD verlangen folgerichtig ein erhöhtes finanzielles Engagement der Unterzeichnerstaaten, insbesondere der wirtschaftlich stärkeren Länder, sowie eine Stärkung existierender Finanzinstitutionen.

Explizit wird auf die GEF Bezug genommen (Art. 29). Damit wird allerdings der Eindruck vermittelt, daß sich internationale Umweltfonds ausschließlich aus öffentlichen Haushalten finanzieren. Demgegenüber gehen die folgenden Ausführungen von einem breiteren Verständnis des Einsatzes von Fonds aus.

Die Realität steht der Forderung nach vermehrten Mitteln für den Schutz der Biosphäre jedoch in vielerlei Hinsicht entgegen. Öffentliche Mittel zugunsten inter-

nationaler Umwelt- und Entwicklungsprojekte nehmen vor dem Hintergrund von Haushaltsengpässen und wirtschaftlichen Strukturkrisen ab. Zugleich hatte bis 1997 ein drastischer Anstieg ausländischer privater Investitionen vor allem in Südostasien, Lateinamerika sowie Mittel- und Osteuropa eingesetzt. Eine Aktivierung dieser privaten Investitionsbereitschaft zugunsten des weltweiten Schutzes der Biosphäre wurde international mit Blick auf die Erfahrungen mit den in den vergangenen Jahren zunehmend eingeführten Umweltfonds sowie hinsichtlich einer stärkeren Einbeziehung der Instrumente internationaler Finanzmärkte in die Finanzierung umweltpolitischer Strategien diskutiert. Ausländische private Investitionen, z. B. im Bereich der Bioprospektierung sowie des Aufbaus von Labellingsystemen für Produkte aus biosphärenerhaltenden Anbauformen, können neben privaten – philanthropischen – Stiftungen und Sponsoren zu wichtigen Finanzierungsquellen für nationale Umwelt- und Entwicklungsprojekte werden (McNeely und Weatherly, 1996; Acharya, 1995). Eine Zusammenstellung des UNDP Ende 1997 wies 46 existierende und 11 in der Einführung befindliche Fonds in Entwicklungsländern aus (Bayon und Deere, 1998), die aus staatlichen Quellen und privaten Spenden finanziert wurden. Falls die asiatische Finanzkrise bald ihr Ende findet und die ausländischen Investitionen wieder zunehmen, wäre die Diskussion um die Stärkung des privaten Engagements beim Aufbau und Management internationaler Fonds vertieft zu führen.

Umweltfonds dienen allgemein der Bündelung finanzieller Ressourcen für Maßnahmen zu Zwecken des Umweltschutzes. Damit ist ein weites Feld angesprochen, das von der spezifischen Unterstützung einzelner Projekte, z. B. Nationalparks in Uganda und Jamaika, bis hin zur Umsetzung nationaler und internationaler Umweltschutzstrategien, z. B. die Indonesian Biodiversity Strategy reicht. Dementsprechend kommen auch sehr verschiedene Verwendungszwecke des Fondskapitals in Frage, von der direkten Bezuschussung von Maßnahmen bis hin zur Finanzierung der Gründung sich finanziell selbsttragender Umweltschutzprojekte. Zur laufenden Finanzierung können die Verzinsung eines Grundkapitals (Stiftungslösung), laufende Einnahmen (aus Beiträgen oder Gebühren) sowie die zeitlich festgelegte Verausgabung des Fondskapitals, einschließlich der Zinsen, eingesetzt werden. Die Bildung des Fondskapitals kann (wie bei der GEF) durch international vereinbarte Zuschüsse von Mitgliedsländern, direkte bilaterale Entwicklungshilfe, den Einsatz von Debt-for-Nature-Swaps (Kap. I. 3.5.3.2), private Stiftungen oder den Erlös aus spezifischen Nutzungsgebühren erfolgen.

Im Unterschied zu allgemeiner staatlicher (multilateraler) Finanzierung bieten Fonds eher die Chance, Mittel gezielt und damit für die Öffentlichkeit erkennbar und überprüfbar für bestimmte Zwecke einzusetzen (McNeely und Weatherly, 1996; OECD 1998). Ein erfolgreicher Einsatz dieses Finanzierungsinstruments setzt eine überschaubare Verwaltung, ein an den Fondszielen ausgerichtetes Monitoring des Mitteleinsatzes sowie eine Sicherung dauerhafter Impulse für den internationalen Umweltschutz voraus. Die existierenden Umweltschutzfonds haben zu vielfältigen organisatorischen Lösungen gegriffen, wobei insbesondere die Einbindung des privaten Sektors mit unterschiedlicher Intensität verfolgt wird. So beteiligen sich NRO ebenso wie private Stiftungen an der Beschaffung finanzieller Mittel und am Management. Die Einbindung privater Unternehmen, z. B. pharmazeutischer Unternehmen im Bereich der Bioprospektierung, in den Aufbau von Umweltfonds erstreckt sich hingegen noch auf wenige Umweltfonds. Gerade eine Stärkung dieser Einbindung eröffnet jedoch mittelfristig zwei wichtige Potentiale für die Finanzierung internationaler Umweltpolitik:

1. Entlastung öffentlicher Haushalte,
2. Stärkung und effizientere Organisation beim Umgang mit Fondsmitteln, da vor allem bei multilateralen – öffentlich finanzierten – Fonds häufig hohe Verwaltungskosten sowie intransparente Regeln der Mittelvergabe festgestellt werden (Bayon und Deere, 1998).

Daher sollten institutionelle Anreize und Infrastrukturen für verstärktes privates Engagement verstärkt geschaffen werden. Ein verstärktes Engagement privater Umweltschutzfonds bzw. weitergehender Finanzinnovationen bietet sich in den Fällen an, in denen Schutzziele durch die Schaffung eindeutiger Eigentumsrechte und den Aufbau privater Märkte durchgesetzt werden können. Investitionen können dann auf der Grundlage zu erwartender Erlöse (z. B. durch Einnahmen aus Naturparks, Tourismus oder Bioprospektierung) geplant werden, wobei neben der konkreten Ausgestaltung von Anreizinstrumenten der Aktivierung einer latenten Zahlungsbereitschaft durch entsprechende Informations- und Labellingstrategien eine entscheidende Bedeutung zukommt (Kap. I 2). Im Bereich der Erhaltung besonders wertvoller Ökosysteme sowie der globalen Regelungsfähigkeit ist hingegen eher an eine ergänzende Funktion privater Finanzierung durch Sponsoren zu denken. Zur Sicherung einer finanziellen Basis für Erhaltungsmaßnahmen von Ressourcen mit einem hohen ökonomischen Optionswert (Nahrungsproduktion, nachwachsende Rohstoffe, Bioprospektierung) steht zudem grundsätzlich die Ausgabe von Optionsrechten auf eine spätere wirtschaftliche Nutzung über internationale Finanzmärkte zur Disposition. Allerdings beschränkt sich die Finanzierungswirkung vorwiegend auf die einmalige Ausgabe der Nutzungsrechte, positive Impulse auf eine Durchsetzung von Erhaltungsanliegen hängen hierbei insbesondere von der Entwicklung der Preisbildung auf den Finanzmärkten ab (Lerch, 1996; Becker-Soest, 1998b). Bisherige Erfahrungen mit dem Einsatz von Umweltfonds weisen daraufhin, daß insbesondere folgende Aspekte den politischen Handlungsbedarf bestimmen:

Transparenz und Operationalisierung der Finanzierungskriterien
Für Kapitalgeber, aber auch für mögliche Begünstigte, ist entscheidend, daß die mit dem Umweltfonds angestrebten Ziele auch tatsächlich erreicht werden können. Hierzu bedarf es eindeutiger Kriterien und Kontrollmechanismen. Als ein Beispiel für vergleichsweise schwierig umzusetzende Kriterien gilt die Vorgabe der GEF, lediglich zusätzliche Kosten für den Schutz globaler Umweltgüter zu finanzieren.

Dezentralität und Vielfalt der Umweltfonds
Die Besonderheit lokaler Gegebenheiten und Erfordernisse einer Umsetzung von Managementregeln und Erhaltungszielen legt es nahe, auch bei der Organisation und Zielsetzung der Umweltfonds weltweit differenziert vorzugehen. Die sich herausbildende Vielfalt der Umweltfonds mit regionalen Schwerpunkten z. B. in Lateinamerika und Asien wird daher vom Beirat begrüßt. Voraussetzung der erfolgreichen Entwicklung dezentraler Umweltfonds, vor allem auch der Einführung zusätzlicher privater Finanzierungselemente, ist allerdings der Aufbau einer entsprechenden Infrastruktur. Hierzu zählt neben dem Einsatz dezentraler Anreizinstrumente auch die Förderung lokaler Finanzierungsstrukturen in ländlichen Regionen (Yazon und Benjamin, 1997), um sowohl die Attraktivität dieser Gebiete für ausländische Investitionen als auch den Zugang der lokalen Bevölkerung zu Finanzierungen und Entscheidungen über die Umsetzung von Managementregeln zu erleichtern.

Vernetzung dezentraler Umweltfonds
Ungeachtet der Vielzahl und Unterschiedlichkeit der Umweltfonds bedarf es zur Verwirklichung globaler Erhaltungsziele eines international konzertierten Vorgehens. Die Unterstützung gegensätzlich ausgerichteter oder paralleler Projekte mindert die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes der Finanzierungsinstrumente. Darüber hinaus setzt die Beteiligung privater Akteure, auch vor dem Hintergrund von Labellingstrategien und Imagekampagnen privater Fonds, ein hohes Maß an Transparenz der Aktivitäten voraus. Hier könnten die existierenden internationalen Organisationen in Kooperation mit den nationalen Regierungen wichtige Informationsfunktionen über „best practices“ im Finanzierungsbereich sowie Möglichkeiten der privaten Partizipation übernehmen, um zugleich auch den Übergang zu internationalen Finanzmärkten zu erleichtern (Chichilnisky, 1997).

Einbindung weltweiter Ausgleichsziele
Die Diskussion um die Finanzierung internationaler Umwelt- und Entwicklungsprojekte wird häufig von Nord-Süd-Konflikten überlagert. Angesichts der weltweiten Bedeutung biologischer Ressourcen in wirtschaftlich schwachen Ländern setzt eine weltweite Schutzstrategie finanzielle Unterstützung aus den OECD-Ländern voraus. Ansatzpunkte zur Verknüpfung entsprechender Umverteilungsanliegen mit einem effizienten Einsatz der finanziellen Ressourcen sind jedoch überwiegend bei der Ausgestaltung dezentraler Anreizinstrumente in Verbindung mit einer Stärkung des Zugangs der lokalen Bevölkerung in vielen Entwicklungsländern zu finden. Insoweit geht einer Forderung nach einem verstärkten finanziellen Engagement der wirtschaftlich starken Länder die Stärkung dezentraler Anreizinstrumente sowie der Abbau existierender Fehlanreize, z. B. im Bereich der internationalen Agrarpolitik, und Hemmnisse für lokale Bevölkerungsgruppen voraus.

Insgesamt erweist sich ein Blick auf die Finanzierung internationaler Politik zum Schutz der Biosphäre erst in zweiter Linie als Aufforderung an die OECD-Länder zu einem verstärkten finanziellen Engagement der öffentlichen Haushalte. Wie die Erfahrungen mit den Umweltfonds zeigen, ergibt sich vor allem ein Handlungsbedarf beim Aufbau institutioneller Strukturen und der Fortentwicklung von Informations- und Anreizsystemen. Der Beirat spricht sich daher für einen differenzierten Einsatz von Umweltfonds aus, wobei vor allem bei der Erhaltung zugunsten von Ernährung, Rohstoffproduktion und Prospektion sowie bei der Umsetzung von Managementstrategien ein besonderer Fokus auf privaten Finanzierungsinstrumenten liegt. Gelingt es zudem, die vielfältigen Fehlanreize zur Gefährdung der Biosphäre durch Subventionsmaßnahmen abzubauen, muß eine Umsetzung internationaler Politik zum Schutz der Biosphäre nicht mit weiteren finanziellen Lasten für die öffentlichen Haushalte verbunden sein.

I 3.5.3 Entwicklungszusammenarbeit

I 3.5.3.1 Aktivitäten zum Biosphärenschutz

Die Entwicklungszusammenarbeit (EZ) stellt für den Biosphärenschutz ein wichtiges Instrument dar. Zwei Sektorkonzepte des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) geben die Grundlinien der deutschen Entwicklungspolitik im internationalen Naturschutz vor. 1992 wurde das Rahmenvorhaben „Förderung der Umsetzung internationaler Tropenwald-relevanter Programme“ aufgelegt, 1997 kam das Sektorkonzept „Erhaltung der biologischen Vielfalt durch Naturschutz“ hinzu. In beiden Konzepten spielt die Suche nach Kompensationsmechanismen zum Ausgleich von Nutzungsverzichten eine wichtige Rolle. Grundgedanke ist, durch die Schaffung neuer Einkommensquellen im Umfeld von Schutzgebieten und durch eine kontrollierte Nutzung der Schutzgebiete selbst

Ausgleichsmöglichkeiten zu den herkömmlichen Einkommensformen zu schaffen (Kap. E 3.3).

Neben Sektor *konzepten* hat das BMZ auch zeitlich begrenzte Sektor *vorhaben* mit Pilotcharakter initiiert. 1993 wurde ein Sektorvorhaben „Umsetzung der CBD" (BIODIV) eingerichtet, das die Entwicklungsländer bei der nationalen Umsetzung der Konvention unterstützen soll und damit die Implementierung von Einzelmaßnahmen mit Pilotcharakter. Zu den Aufgaben zählt auch die Unterstützung nationaler Biodiversitätsstrategien. Das Projekt wird von der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) im Auftrag des BMZ durchgeführt.

Das im Nachgang zu UNCED eingerichtete „Tropenökologische Begleitprogramm" (TÖB) ist ein von der GTZ durchgeführtes überregionales Serviceprojekt, das der bedarfsorientierten Projektbegleitung in den Bereichen Tropenwald und Tropenökologie dient. Ziel des TÖB ist es, die ökologische Nachhaltigkeit von EZ-Vorhaben zu erhöhen. Dazu wurde ein projektbegleitender Forschungs- und Beratungsservice aufgebaut, der EZ-Vorhaben bei umweltrelevanten Fragen unterstützt. Die gewonnenen Ergebnisse fließen direkt in Planung und Umsetzung ein. TÖB veröffentlicht die Erkenntnisse und stellt sie anderen EZ-Sektoren und -Organisationen zu Verfügung.

Das Sektorvorhaben zum Tropenwaldschutz hat zum Ziel, die Arbeit der NRO im nationalen Naturschutz zu dokumentieren und zur Akzeptanz ihrer Arbeit beizutragen. Dazu wurde eine Datenbank mit den beteiligten Naturschutz-NRO aufgebaut, die auch Maßnahmen der EZ unterstützen soll. Daneben werden nationale und internationale NRO gefördert, die im Tropenwaldschutz aktiv sind (30 Projekte). Der deutsche Beitrag zum internationalen Agrarforschungsnetzwerk CGIAR (Consultative Group on International Agricultural Research) wird durch das Sektorvorhaben „Förderung der internationalen Agrarforschung" unterstützt, das mit einer Reihe von Projekten v. a. die nationale Agrarforschung stärkt. Die 1995 beschlossene strategische Neuausrichtung von CGIAR auf den Schutz der natürlichen Ressourcen und der Umwelt sowie die Erhaltung der genetischen Vielfalt war hierbei ein Meilenstein. Hinzu kommen eine Reihe von Projekten zum Biosphärenschutz im Rahmen der bilateralen Zusammenarbeit.

Darüber hinaus stellt Deutschland im Rahmen der EZ weltweit Experten zum Biosphärenschutz zur Verfügung. Schließlich hat die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) im Rahmen der finanziellen Zusammenarbeit, bei der Investitionen von Partnerländern unterstützt werden, 30% ihrer Gesamtzusagen für die Förderung der Entwicklungsländer im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz eingesetzt (1998: 0,8 Mrd. DM). Auch im multilateralen Bereich engagiert sich Deutschland für den Biosphärenschutz. Zwischen 1994–97 betrug der deutsche Beitrag zur GEF rund 390 Mio. DM, das macht 12% der Gesamtetats aus. Nach Japan und den USA ist Deutschland drittgrößter Beitragszahler.

Insgesamt befürwortet der Beirat die in den letzten Jahren entwickelten Konzepte des BMZ zur entwicklungspolitischen Naturschutzarbeit und empfiehlt diesen Weg weiter zu beschreiten. Besonders wichtig ist dabei das Sektorkonzept „Erhaltung der biologischen Vielfalt durch Naturschutz", in dem Naturschutzarbeit als eine Querschnittsaufgabe definiert wird. Erste Ansätze, den Naturschutz in die Fläche zu tragen, sind bereits sichtbar.

I 3.5.3.2 Finanzierungsinstrumente

Trotz des festzustellenden Engagements im Bereich der Erhaltung und der nachhaltigen Nutzung der Biosphäre muß darauf hingewiesen werden, daß bei anhaltendem demographischen Trend in den Entwicklungsländern auf absehbare Zeit auch die letzten noch verbliebenen naturnahen Gebiete gefährdet sein werden. Besonders in Lateinamerika, Afrika und Asien wird das Konzept der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen an seine Grenzen stoßen. Eine Strategie zur nachhaltigen Nutzung dieser Ressourcen wird nur dann in der Lage sein, die wachsenden Nutzungsinteressen zu befriedigen, wenn sie entsprechend steigerungsfähig ist, d. h. mehr für die Menschen erwirtschaften kann. Daher müssen auch Schutzgebiete immer wirtschaftlicher werden, um die Verantwortlichen vor Ort von ihrer Erhaltung zu überzeugen (Krug, 1997). Dies wird nicht ohne externe Hilfe möglich sein. Hinzu kommt, daß der Verlust biologischer Vielfalt mit so hoher Geschwindigkeit voranschreitet, daß es vielfach nur noch um eine selektive Rettung besonders wichtiger Gebiete gehen kann.

Globale Umweltfazilität – GEF

Zukünftig müssen deshalb weitere Finanzierungsstrategien für den Naturschutz entwickelt werden. International stellt bereits die GEF ein bedeutendes Finanzierungsinstrument für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biodiversität dar, allerdings häufen sich in jüngster Zeit die Klagen über die Schwierigkeiten des Nachweises der Zusatzkosten (incremental costs). Viele Projekte zum Biodiversitätsschutz sind lokal ausgerichtet und haben Schwierigkeiten beim Nachweis der globalen Relevanz. Bei Projekten zum Klimaschutz gibt es diese Probleme nicht. Die 1991 auf deutsch-französische Initiative eingerichtete GEF deckt dabei nur die Zusatzkosten, die den Entwicklungsländern bei Maßnahmen für den *globalen* Umweltschutz entstehen, und nicht die Kosten für jene Maßnahmen, die das betreffende Land im Rahmen seiner nationalen Politik ohnehin ergriffen hätte. Die Finanzierung von Projekten durch die GEF erfolgt immer als Ergänzung zu den Eigenleistungen der betreffenden Länder oder zur bi- oder multilateralen

Entwicklungszusammenarbeit. Rund 40% der GEF-Mittel fließen in Projekte, die der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt dienen. 4,1% dieser Mittel dienen dem Biodiversitätserhalt in ariden und semiariden Gebieten, 6,5% in Küstenzonen, 15,5% in Waldökosystemen, 2,4% in Gebirgsökosystemen, 2,2% sonstigen unterstützenden Aktivitäten und 8% der GEF-Mittel zum Biodiversitätsschutz werden für kurzfristige Maßnahmen eingesetzt. 1998 bis 2002 stehen der GEF insgesamt 2,75 Mrd. US-$ zur Verfügung .

Ein zusätzliches Finanzierungsinstrument könnte sich aus dem im Kyoto-Protokoll vereinbarten Clean Development Mechanism (CDM) entwickeln, allerdings befürchten die afrikanischen Länder, hierbei kaum berücksichtigt zu werden. In der internationalen Zusammenarbeit werden zudem bereits seit längerem durch EZ-Institutionen und private Geber nationale Naturschutzfonds zur Absicherung von Investitionen im Naturschutzbereich gefördert. Allerdings muß dieses Instrument vorsichtig angewendet werden, da die Gefahr droht, daß damit lediglich nationale Budgetentlastungen finanziert werden. Aus diesem Grund hat sich die deutsche EZ in diesem Bereich zurückgehalten.

Debt-for-Nature-Swaps

Ein vielversprechendes Instrument in der EZ stellt aus der Sicht des Beirats der Schuldentauschhandel zum Naturschutz dar (Debt-for-Nature-Swaps). Mit dem Tausch von Schulden gegen Naturschutzmaßnahmen soll es den Entwicklungsländern ermöglicht werden, ihre Schuldenlast zu reduzieren und gleichzeitig Investitionen zum Ressourcenschutz durchzuführen. Dieses Instrument stellt eine sinnvolle Möglichkeit zur Finanzierung von Naturschutzprojekten dar, sofern die gestellten Bedingungen akzeptiert und Kontrollen ermöglicht werden. Weltweit wurden zwischen 1987 und 1994 etwa 178 Mio. US-$ mit Hilfe des Schuldentauschhandels erlassen und auf diese Weise Finanzmittel für Projekte zum Biodiversitätsschutz bereitgestellt (Bayon und Deere, 1998). Seit 1993 wurde dieses Instrument durch Deutschland mit etwa 200 Mio. DM jährlich gefördert, derzeit befinden sich über 700 Mio. DM in der Implementierungsphase. Bis vor kurzem war der Schuldentauschhandel auf bilaterale und private Gläubiger beschränkt, multilaterale Gläubiger waren nicht am Schuldentauschhandel beteiligt.

Diese Position ist in Bewegung geraten durch die 1996 begonnene Schuldeninitiative von IWF und Weltbank für hochverschuldete arme Entwicklungsländer (Highly Indebted Poor Countries Initiative, HIPC). Diese Strategie basiert auf dem Ansatz, daß Schuldenerleichterungen seitens der internationalen Gebergemeinschaft an die Umsetzung wirtschaftpolitischer Gesundungs- und Reformmaßnahmen durch das Schuldnerland geknüpft werden. Auf dieser Basis konnte bereits eine erhebliche Absenkung der Schuldenbelastung für sieben Länder erreicht werden, die bislang Zusagen über Schuldenentlastungen von rund 3 Mrd. US-$ erhalten haben. Vom G8-Gipfel in Köln 1999 ging ein deutliches Signal zur weiteren Unterstützung der ärmsten Entwicklungsländer aus. Die dort verabschiedete „Kölner Schuldeninitiative“ der Bundesregierung zielt vor allem auf eine Vertiefung und Beschleunigung der HIPC-Initiative ab. Bis zum Jahr 2000 erhalten alle zugangsberechtigten Länder Klarheit über Umfang und Zeitpunkt der Entschuldung. Die Schuldenlast der ärmsten Länder der Welt soll um bis zu 70 Mrd. US-$ erleichert werden. Davon profitieren voraussichtlich 36 Entwicklungsländer. Auf der Grundlage dieses multilateral abgestimmten Vorgehens wurde außerdem ein verbindlicher vollständiger Schuldenerlaß von Schulden im Pariser Klub für jene Länder beschlossen, die sich für Hilfen bei der HIPC-Initiative qualifizieren. Die Schuldnerländer sollen dadurch freiwerdende Mittel für Vorhaben einsetzen, die eine nachhaltige Entwicklung fördern. Im 1956 gegründeten Pariser Klub verhandeln die Gläubigerregierungen mit ihren Schuldnern über öffentlich-bilaterale Schulden der Länder des Südens. Als wichtige Gläubiger sind die größeren OECD-Regierungen in der Regel an allen Umschuldungsverhandlungen im Klub beteiligt. Die Kritik an der Schuldeninitiative (u. a. von den Kirchen) richtete sich an den aus ihrer Sicht mangelnden Umfang der Entschuldungsmaßnahmen. Der Beirat begrüßt die Schuldeninitiative, weil sie den betroffenen Ländern u. a. mehr Spielraum für den Umweltschutz bietet und erachtet weitere Schritte in diese Richtung für sehr sinnvoll. Um den Biosphärenschutz zu verbessern und zu stärken ist aber auch ein höheres finanzielles Engagement in der öffentlichen Entwicklungszusammenarbeit erforderlich. In diesem Zusammenhang hat der Beirat wiederholt darauf hingewiesen, daß eine Erhöhung der Mittel für die deutsche EZ dringend geboten erscheint und eine Zielgröße von 1% des Bruttosozialproduktes erstrebenswert und der Dringlichkeit des Problems angemessen ist (WBGU, 1993, 1998a).

Forschungsstrategie für die Biosphäre J

Der vielleicht wichtigste Aspekt beim Thema „Biosphäre“ ist der eklatante Wissensmangel. Nur ein kleiner Bruchteil der Arten ist bislang beschrieben, die Gesamtzahl der Arten weltweit ist nicht einmal der Größenordnung nach bekannt. Das gesamte Artenspektrum der Erde erfassen und beschreiben zu wollen, ist bereits eine Jahrhundertaufgabe. Wenn zudem noch die Rolle erforscht werden soll, die jede Art in ihrem Ökosystem spielt, oder der mögliche Nutzen, der aus jeder Art gezogen werden könnte, steht die Forschung vor einem nahezu unlösbaren Problem. Die wissenschaftliche Aufklärung der ökologischen Funktion nur einer Art ist bereits anspruchsvoll und schwierig: Die Aufgabe, dies vollständig für die bekannten oder gar für die unbekannten Arten zu tun, ist titanisch. Angesichts dessen gewinnt die Frage nach der Prioritätensetzung in der Biosphärenforschung entscheidende Bedeutung.

Da dieses Gutachten – wie auch die Biodiversitätskonvention – biologische Vielfalt nicht in einem ausschließlich biologischen Kontext betrachtet, sondern auch die sozioökonomischen Wechselwirkungen mit einbezieht, kann sich eine entsprechende Forschungsstrategie nicht auf biowissenschaftliche Forschung im engeren Sinn – etwa Taxonomie, Systematik und Ökosystemforschung – beschränken. Es muß auch die Integration mit der nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt geleistet werden (agrar-, forst-, fischereiwirtschaftliche Forschung). Dies erfordert einen interdisziplinären Ansatz, der z. B. auch Ökonomie, Ethik, Psychologie und Soziologie mit einbindet. Dabei geht es unter anderem um Methoden zur ökonomischen Bewertung und In-Wert-Setzung, zur Bewußtseinsbildung und zum Vorteilsausgleich beim Zugang zu genetischen Ressourcen.

Je umfassender der Auftrag und je breiter der Kreis der zu beteiligenden Disziplinen angelegt wird, desto größer ist die Gefahr lediglich „multidisziplinärer“ Forschung, die die Ergebnisse der verschiedenen Teildisziplinen nebeneinander stellt, ohne sie bereits beim Forschungsansatz zu integrieren. Auch sind die Elemente vorgeschlagener Biodiversitätsprogramme oft so allgemein formuliert, daß nahezu jedes biologisch-ökologische Projekt dort eine Heimat finden wird: Die Herangehensweise ist meist eher enzyklopädisch als strategisch.

Folglich konnte die Biodiversitätsforschung bislang nur wenig Einfluß auf politische Entscheidungen haben (Catizzone et al., 1998). Um so mehr legen die Dringlichkeit der Biodiversitätskrise und die daraus ableitbare Verantwortung der Wissenschaft gegenüber der Gesellschaft, gepaart mit den knappen Forschungsressourcen, ein strategisches Vorgehen nahe.

Ausgangspunkt für eine problemorientierte Strategie sollte die Frage sein, welche der Leistungen oder Produkte gefährdet sind, die die Biosphäre für Mensch und Gesellschaft erbringt, bzw. welche akuten Probleme im Wechselspiel zwischen Gesellschaft und Biosphäre vorhanden sind (di Castri, 1996). Eine Kernfrage ist dabei, wieviel natürliche Ökosysteme und biologische Vielfalt auf den verschiedenen Ebenen (lokal, regional, global) notwendig sind, um die Ökosystemgüter und -leistungen langfristig zu sichern (PCAST, 1998).

Tatsächlich kann ein ganzes Bündel von zentralen Fragen gestellt werden: Was leistet die Biosphäre für den Menschen? Welche Elemente sind für ihn besonders wertvoll? Welche sind unverzichtbar? Sind sie geographisch explizit definierbar? Ist bekannt, in welchem Zustand sie sind und welchen Bedrohungen sie ausgesetzt sind? Wie können die begrenzten Forschungskapazitäten möglichst effizient für den Schutz dieser besonders wichtigen Elemente eingesetzt werden? Wie kann internationale Kooperation für diesen Ansatz garantiert werden? Wie wird Doppelarbeit vermieden, ohne die notwendige Forschungskonkurrenz völlig aufzugeben? Reicht die Methoden- und Theoriebasis aus, um diese Fragen befriedigend zu beantworten? Diese exemplarischen Fragen lassen sich leicht zu einer langen Liste erweitern.

Der Beirat stellt mit diesem Kapitel einen strategischen Rahmen zur Biosphärenforschung vor, der als Grundlage für ein europäisch wie international vernetztes Forschungsprogramm dienen kann. Zum Teil ist dieser Rahmen bereits mit konkreten inhaltlichen Forschungsempfehlungen ausgefüllt, allerdings erhebt der Beirat keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Die Eckpunkte einer Strategie zur Biosphärenforschung bilden die drei folgenden Aspekte: (1) Priorität muß die Forschung zu den kognitiven Grundlagen der Leitplankenstrategie zur Biosphäre haben (Kap. J 1); (2) zusätzlich muß es Forschung zu Methoden und Instrumenten geben (Kap. J 2); (3) angesichts des Wissens- und Theoriedefizits ist eine breite Grundlagenforschung notwendig, die sowohl biologisch-ökologische als auch sozioökonomische Elemente enthalten muß (Kap. J 3). Einige Elemente für eine solche Strategie hat der Beirat bereits in seinem Forschungsgutachten dargelegt, sie werden hier erneut aufgegriffen und ergänzt (WBGU, 1996b). Die in Kap. J 3.1 vorgestellten Vorschläge zur biologisch-ökologischen Grundlagenforschung lassen sich mit den Kernprogrammelementen des globalen Forschungsprogramms zur biologischen Vielfalt „Diversitas“ sehr gut in Übereinstimmung bringen (Diversitas, 1998).

Forschung zu den fünf biologischen Imperativen J 1

Der Beirat hat in Kap. I 1 eine Leitplankenstrategie für die Bewahrung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre entwickelt, die auch als Anhaltspunkt für die Prioritätensetzung in der Forschung nützlich ist. Um die Leitplankenstrategie des Beirats in eine Forschungsstrategie umzusetzen, wird hier nach den biologischen Imperativen gegliedert (Kap. I 1). Neben den Forschungsfragen, die in diesem Gutachten aufgeworfen werden, bezieht sich dieses Kapitel auf eine Reihe von aktuellen Publikationen zum Thema (Solbrig, 1994; Holz und Kaule, 1995; GTZ, 1997; RMNO und NRLO, 1997; Ziegler et al., 1997; Barthlott und Gutmann, 1998; Catizzone et al., 1998; Linsenmair, 1998; Meyer et al., 1998; PCAST, 1998; Specht, 1998; Diversitas, 1998).

J 1.1
Integrität der Bioregionen bewahren

Die Landschaft ist das „Habitat der Menschen“. Auf der regionalen Ebene können die Menschen Natur, Biodiversität, Ökosysteme und stoffliche Kreisläufe erleben und verstehen (Kap. E 3.9). Vor allem konkrete Probleme im Konfliktfeld Landnutzung versus Naturschutz finden dort ihren Ausdruck, auch wenn sie wesentlich von nationalen oder globalen Rahmenbedingungen abhängen. Die Integration naturwissenschaftlicher, sozial- und gesellschaftswissenschaftlicher Forschung ist auf dieser Ebene geradezu zwingend: Bioregionale Forschung sollte interdisziplinär sein. Daher ist es wichtig, Forschung zum Thema Biosphäre verstärkt auf dieser Maßstabsebene zu fördern.

Der Beirat hat die gleichberechtigte Stellung differenzierter Anforderungen an den Landschaftsraum betont: Schutz vor Nutzung, Schutz durch Nutzung und Schutz trotz Nutzung (Kap. E 3.3). In jedem der drei Bereiche – die eher ein Kontinuum als streng voneinander abgrenzbare Typen darstellen – müssen Nutzung und Erhaltung biologischer Vielfalt in Einklang gebracht werden, wenn auch in jeweils abgestufter und differenzierter Form. Daraus ergeben sich eine Reihe von Forschungsfragen zur Entwicklung eines differenzierten Systems der Landnutzung.

Schutzgebiete: „Schutz vor Nutzung“

- Auf der Ebene der Bioregion sind vor allem die *Definition und Bewertung der ökosystemaren Leistungen* naturnaher Ökosysteme (Kasten D 2.5-1; Kap. E 3.9) sowie Kriterien zur sinnvollen Auswahl von Schutzgebieten und ihres topologischen Zusammenhangs wichtige Forschungsfragen. In Kulturlandschaften wird der Naturschutz vom Strukturwandel in der Landnutzung vielfach vor besondere Herausforderungen gestellt, denen durch problemorientierte Forschung begegnet werden sollte (z. B. Offenlandbiotope Mitteleuropas; BMBF, 1998). Die Forschungsfragen zur globalen Bedeutung von Schutzgebieten werden in Kap. J 1.4 behandelt.
- Landnutzungsentscheidungen, die für einen Ort in der Landschaft getroffen werden, haben oft Auswirkungen auf andere Bereiche. Das Verständnis für die Einfluß- und Gefährdungsfaktoren, für die Leistungen von Schutzgebieten in ihrer Einbettung in die umliegende Kulturlandschaft sowie ihrer sozioökonomischen Rahmenbedingungen und Triebkräfte ist Voraussetzung für erfolgreichen Naturschutz. Um diese Zusammenhänge verstehen zu können, ist Forschung auf dem Gebiet der größeren *Landschaftsmuster und -prozesse* notwendig. Hierfür ist auch die Methodenentwicklung für eine Erfassung regional bedeutender Ökosystemleistungen und ihrer Bedeutung für die umliegenden intensiv genutzten Flächen ein wichtiges Forschungsthema.
- Das Erkennen der *Grenzen der nachhaltigen Nutzung* in natürlichen Ökosystemen (z. B. Naherholung und Tourismus, Sammeln und Bioprospektierung, Jagd, Fischerei, Holzernte) und die Auswahl geeigneter Naturschutzinstrumente für die regionale Umsetzung sind Schlüsselthemen. Hierbei muß vermehrt Wert auf Forschung zur Rolle lokaler Gemeinschaften für die Erhaltung biologischer Vielfalt (Beziehung zwischen Kulturschutz und Naturschutz; Kap. E 3.5), zum Status des Naturschutzes in der Bevölkerung und zur geeigneten Vermittlung seiner Ziele (Ökopädagogik) gelegt werden.
- Für die *Restaurierung bzw. Renaturierung* bereits degradierter (terrestrischer wie mariner) Flächen besteht zunehmende Nachfrage nach wissenschaftlich begründeten Konzepten (Kasten D 2.4-1). Wichtig ist hierfür die Forschung zur Bedeutung von Fragmenten verbliebener natürlicher Vegetation, zu Korridoren und Trittsteinökosystemen. Vergleichende Studien mit langer Laufzeit und sozioökonomischer Komponente sind zu empfehlen.

Extensive Landnutzung: „Schutz durch Nutzung“

- Das Konzept „Schutz durch Nutzung“ bedeutet einen *Balanceakt* zwischen der wirtschaftlichen Tragfähigkeit und der Erhaltung wichtiger Ökosystemstrukturen oder -leistungen. Dementsprechend wird die Forschung u. a. folgende Fragen zu beantworten haben: Welche Formen extensiver Nutzung sind auch wirtschaftlich tragfähig? Wie können ökologische Leistungen und Erhaltung biologischer Vielfalt in der Kulturlandschaft monetär bewertet werden (Kap. J 3.2.3)? Wie kann man die Konflikte zwischen Nutzung und Erhaltung von biologischer Vielfalt am besten lösen?
- Dieser Landschaftstyp bietet eine besondere Chance, die Erhaltung von (wilder und domestizierter) Vielfalt *pflanzengenetischer Ressourcen* in die landwirtschaftliche Nutzung zu integrieren (Kap. J 1.2). Bei entsprechenden Methoden, ihrer Anwendung und Evaluation bestehen noch erhebliche Kenntnislücken.
- Die bisherigen *Fallstudien* müssen ausgewertet werden, um eine bessere Anpassung an die jeweilige regionale Situation zu erreichen. Das Zusammenspiel von ökonomischen Anreizen, Motivation der lokalen Bevölkerung, den erforderlichen institutionellen Rahmenbedingungen und der Einhaltung von ökologischen Schutzzielen bei der Strategie „Schutz durch Nutzung“ bedarf noch einer eingehenderen systematischen Auswertung.

Intensive Nutzung: „Schutz trotz Nutzung“

- Bei *intensiver Landnutzung* beeinflußt die biologische Vielfalt in starkem Maß auch das Auftreten und die Kontrolle von Schadorganismen, Pathogenen und Bestäubern. Im Hinblick auf eine nachhaltige und umweltschonende Landnutzung ist diesem Aspekt besondere Aufmerksamkeit zu widmen und die Forschung auf diesem Gebiet zu verstärken.
- Der Beirat sieht Forschungsbedarf zur *Aufklärung der Beziehungen* zwischen biologischer Vielfalt (Struktur und Funktion) und den Leistungen intensiv genutzter Ökosysteme (Kap. J 3.1.3). Hier stellen sich Fragen nach einer spezifischen Zusammensetzung der Arten, die für Selbstregulationsfunktionen des Systems erforderlich sind, sowie die Ermittlung der kritischen Größen von biologischer Vielfalt, um Leistungen im intensiv genutzten Agrarökosystem aufrechtzuerhalten. Es bedarf hierzu weiterer Erforschung der Funktionszusammenhänge von intrasystemarer und intersystemarer Biodiversität. Dazu zählt auch die Klärung, inwieweit ein standörtlich angepaßtes Verhältnis von struktureller Vielfalt und Agrarbiodiversität leistungsfördernd oder stabilisierend wirkt bzw. welche Landschaftsveränderungen bzw. Nutzungswandel zu Beeinträchtigungen führen. Hierfür sollten die Forschung zur biologischen und zur genetischen Diversität verbunden werden.

Übergreifende Fragen

Die Herausforderung auf regionaler Ebene besteht darin, die verschiedenen Landschaftstypen in der Region zu integrieren, um zu nachhaltigen, multifunktionalen Landnutzungssystemen bzw. zu Strategien für die nachhaltige Nutzung natürlicher Systeme zu kommen, die an die jeweiligen regionalen naturräumlichen wie sozioökonomischen Bedingungen angepaßt sind (Kap. E 3.9).

- Externe Inputs in der Landwirtschaft stehen teilweise in Substitutionsbeziehungen zu Ökosystemleistungen. Ausgehend von der Überlegung, daß der Schutz der Agrarbiodiversität am besten durch ihre nachhaltige Nutzung gewährleistet werden kann, ergibt sich vordringlicher Forschungsbedarf für die *Erfassung des potentiellen und tatsächlichen Beitrags von Agrarbiodiversität* zur Produktivität, Stabilität und Nachhaltigkeit von Agrarökosystemen (Kap. D 3.4). Der gezielte Beitrag oder Einsatz von biologischer Vielfalt als „Betriebsmittel“ bedarf der Untersuchung.
- Die *Erfassung biologischer Vielfalt*, der Ressourcen und Leistungen von Ökosystemen und Agrarbiodiversität, die Bewertung ihres Status bzw. Trends anhand von Indikatoren stehen noch vor großen methodischen Problemen (Kap. J 2.1). Deren Lösung ist wichtige Grundlage für die Entwicklung regionaler Nachhaltigkeitsindizes und räumlicher Modelle auf den verschiedenen Maßstabsebenen. Die Analyse der Gefährdung wichtiger Ökosystemleistungen durch menschliche Aktivität, die Abschätzung der Folgen sowie die Entwicklung von Grenzwerten der Kritikalität würde von solchen räumlichen Modellen wesentlich profitieren. Eine Kernfrage hierbei ist, wie die Fähigkeit verbessert werden kann, die Antwort komplexer Ökosysteme auf Störungen vorauszusehen (Kap. J 3.1.3).
- Die in verschiedenen Gesellschaftsformen unterschiedlichen Gegebenheiten – vor allem *sozioökonomische und agrarpolitische Rahmenbedingungen* – für ein erfolgreiches, regionales Management mit und durch die lokale Bevölkerung verdienen verstärkte Beachtung. Hierzu ist transdisziplinäre Begleitforschung von Natur- und Sozialwissenschaften zu regionalen Managementstrategien unter Beteiligung der lokalen Akteure notwendig. Der Ansatz des bioregionalen Managements und seine verschiedenen Instrumente bieten interessante Gesichtspunkte und sollten von der Forschung verstärkt beachtet werden. Insbesondere sollte zu den Auswirkungen von rechtlichen, ökonomischen und agrarpolitischen Rahmenbedingungen auf den Zusammenhang von Landnutzung und Agrarbiodiversität geforscht werden.
- Die drei *Typen der Landschaftsnutzung* sind im Gutachten nur grob klassifiziert worden. Um die Ableitung von konkreten Handlungsempfehlungen für be-

stimmte Regionen zu erleichtern, ist die Entwicklung von Kriterien zu empfehlen, anhand derer dann eine regional differenzierte Klassifikation von Landschaftstypen erfolgen kann.

- Ein hoher Wissensbedarf besteht zu regionalen *Tragfähigkeitsgrenzen für Tourismus*, insbesondere in bezug auf die Ausweisung von Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität. Es sollte daher untersucht werden, ob sich für verschiedene Naturlandschaften oder Schutzgebiete Tragfähigkeitsgrenzen des Tourismus anhand von kritischen „Störungsraten“ für Tiere, Pflanzen oder Ökosysteme ermitteln lassen.
- Zur *Tropenwaldforschung und zur Tropenökologie* gibt es in Deutschland bereits erfolgreiche Programme mit guter Zusammenarbeit mit Entwicklungsländern (BMBF-Programm SHIFT; Tropenökologisches Begleitprogramm der GTZ; Kap. I 3.5.3.1). Diese Erfahrungen sollten auch in anderen Bereichen genutzt werden. So sollten gemeinsame Projekte von deutschen Wissenschaftlern mit Wissenschaftlern aus Entwicklungsländern zur Agrarforschung verstärkt gefördert werden, die entscheidende Beiträge zur globalen Ernährungssicherheit, zur Armutsbekämpfung und zum Umwelt- und Ressourcenschutz liefern können (ATSAF, 1996). Der Forschung „vor Ort“ kommt eine bedeutende Multiplikatorfunktion zu. Dem finanziellen Einbruch in der Förderung der internationalen Agrarforschung sollte durch verstärktes deutsches Engagement entgegengewirkt werden (WBGU, 1998a). Insbesondere wird empfohlen, daß das BMZ mehr Mittel als bisher für die Förderung der Forschung über die vielfältigen Aspekte von Biodiversität für die Nahrungs-, Futtermittel- und Rohstoffproduktion in den Entwicklungsländern bereitstellt. Diese Aktivitäten sollten mit denen des BMBF und des BML abgestimmt werden. Zur stärkeren Einbindung des vorhandenen Forschungspotentials der Universitäten sollte auch die DFG in den Entwurf entsprechender Programme mit einbezogen werden.

J 1.2
Aktuelle biologische Ressourcen sichern

Grundlagen und Bewertung

- Die *„strategische Genreserve“* der Menschheit darf nicht gefährdet werden (Kap. I 1.2). Dazu gehören vor allem die traditionellen Sorten von Nutzpflanzen und -tieren und deren wildverwandte Arten. Daher sollte generell die Forschung zu genetischen Ressourcen auf die Erhaltung und Erhöhung der Sortenvielfalt und des Kulturartenspektrums ausgerichtet sein (Kap. D 3.4; Meyer et al., 1998).
- Eine verstärkte *Erfassung und Erforschung der Kultur- und Wildarten „on farm“* erscheint dringend geboten (FAO, 1997a). Dabei sollten auch die Nutzpflanzen einbezogen werden, die nicht zu den „Top 30“ gehören (Kap. D 3.4.2). Kulturpflanzen wie Maniok, Kartoffel, Hirse, Amaranth oder agroforstwirtschaftlich nutzbare Bäume, die regional eine bedeutende Nahrungsgrundlage sind und deren Potential bei weitem nicht ausgeschöpft ist, bedürfen dringend der Weiterentwicklung durch die Pflanzenzüchtung und der ökophysiologischen Erforschung.
- *Identifizierung wertvoller Wildarten* oder Populationen mit gewünschten Eigenschaften (z. B. Resistenzen) für die Sicherung der genetischen Vielfalt der Kulturarten sollte vorrangig sein. Weiterhin sind die Nutzungspotentiale von Pflanzen, besonders im Hinblick auf die Entwicklung umweltgerechter Produkte, sowie die Erweiterung des Anbauspektrums von Kulturen als Lieferanten nachwachsender Rohstoffe zu erforschen.
- Die Modelle zur *Prognose nachhaltiger Fischerträge* müssen verbessert werden (Kap. E 3.4). Die Fischfangquoten können derzeit nur für das jeweils laufende Jahr festgelegt werden, da die Jahrgangsstärken von Jungfischen (Rekrutierung) von Jahr zu Jahr stark schwanken. Durch interdisziplinäre und international koordinierte Untersuchungen von Fischereibiologie und Planktologie, physikalischer Ozeanographie und Meteorologie könnte aber ein vertieftes Verständnis über die Steuerung der Rekrutierung erzielt werden, das in längerfristige Vorhersagemodelle Eingang finden müßte.

Status und Trends

- Die Erarbeitung von *Verbreitungskarten der wildverwandten Arten in situ* für Kulturpflanzen und -tiere, die Bestandsaufnahme und Erarbeitung von digitalen Katalogen dieser Arten in den Schutzgebieten sowie die Inventur der Alten Sorten bzw. Landsorten sollte vorangetrieben werden (Kap. D 3.4).
- Die systematische *Untersuchung und Evaluierung pflanzengenetischer Ressourcen ex situ* sowie populationsgenetische Studien zum Zustand dieser Ressourcen werden noch vernachlässigt (Kap. D 3.4). Daher wird die angestrebte Verbesserung des Dokumentations- und Informationssystems zu pflanzengenetischen Ressourcen in Deutschland vom Beirat begrüßt und sollte beschleunigt werden (Begemann et al., 1999). Die Forschung sollte sich auf Elemente eines möglichen Frühwarnsystems für genetische Ressourcen konzentrieren.
- Die national und international bereits existierenden oder sich in Planung befindenden *Datenbanken zu nichtheimischen Arten* weisen aufgrund verschiedener Ziele auch unterschiedliche Inhalte auf (Kap. E 3.6). Koordinierung, Standardisierung und Vereinfachung dieser Datenbanken würde Überschneidungen vermeiden helfen und dieses Instrumentarium wesentlich wirksamer machen.

Gefährdung

- Ein Grund fehlender Konsensfindung bei den Verhandlungen zum Biosafety-Protokoll (Kap. D 3.2) ist u. a. die unzureichende Erkenntnis über *Gefahrenpotentiale der „Grünen Gentechnik"*. In diesem Bereich besteht daher intensiver Bedarf an Risikoforschung (Sicherheits- und Begleitforschung sowie langfristiges Monitoring), die nicht nur die ökologischen, sondern auch die sozioökonomischen und kulturellen Auswirkungen berücksichtigen sollte. Da es sich bei der „Grünen Gentechnik" um einen Bereich mit großen wirtschaftlichen Erwartungen handelt, muß in besonderer Weise eine interessenunabhängige Forschung gewährleistet sein (WBGU, 1999a).
- Auch andere direkte und indirekte *Gefährdungspotentiale* für die genetischen Ressourcen der Kulturarten sollten ermittelt und Bestandsaufnahmen von im Ursprungsgebiet gefährdeten genetischen Ressourcen durchgeführt werden.

Management

- Die Entwicklung kombinierter *Schutzstrategien für genetische Ressourcen* hat vergleichende Forschung zu den Vor- und Nachteilen der Instrumente (*Ex-situ*, *In-situ*- und On-farm-Erhaltung) zur Voraussetzung. Der Schwerpunkt sollte aber vermehrt auf *In-situ*-Erhaltung liegen; vor allem bei On-Farm-Projekten gibt es Nachholbedarf der Forschung zur Erhaltung genetischer Vielfalt unter verschiedenen ökologischen Bedingungen. Die Forschung sollte außerdem die Möglichkeiten von Biosphärenreservaten und Schutzgebieten für eine bessere inhaltliche Vernetzung von klassischem Naturschutz und *In-situ*-Erhaltung vermehrt beachten. Prioritäten sind: (1) Forschung zum notwendigen Populationsumfang zur Vermeidung negativer Effekte durch genetische Drift; (2) Entwicklung kostengünstiger und handhabbarer Reproduktionsmethoden; (3) Entwicklung effizienter Transfermechanismen zur Finanzierung der Erhaltung und zum Vorteilsausgleich bei der Nutzung von agrargenetischen Ressourcen.
- Die fischereiliche Nutzung mariner lebender Ressourcen muß durch erhöhte *Selektivität der Fangmethoden* bestands- und umweltschonender gestaltet werden (Kap. E 3.4). Die derzeit gebräuchlichen Fangmethoden führen zum Fang nicht erwünschter Tiere (Beifang), der zum Großteil wieder verworfen werden muß, aber dennoch nicht überlebt. Durch die technische Verbesserung der Fangmethoden (vor allem des Netz- bzw. Dredgendesign) könnte das Ausmaß des Beifangs verringert werden.
- Die wissenschaftlichen Grundlagen für eine *Intensivierung der Aquakultur* unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit sind noch unzureichend (Kap. E 3.4). Wichtige Themen für Forschungs- und Entwicklungsarbeiten sind die Erzeugung und Aufzucht von Besatzmaterial, die Optimierung der Zuchtanlagen (Effizienzsteigerung der Nahrungsnutzung, Verringerung der Gefahr von Erkrankungen des Aufzuchtmaterials) und die Minimierung negativer Auswirkungen auf die Umwelt (marine Eutrophierung und Schadstoffbelastung, Biotopkonversion, Landverbrauch in Konkurrenz zu anderen Nutzungen, Grundwasserversalzung).
- Wichtige wissenschaftliche Grundlagen für konkrete generelle Richtlinien für das *Management nichtheimischer Arten* fehlen noch (Kap. E 3.6). Für die Verbesserung von Vorhersagen über die mögliche Ausbreitung nichtheimischer Arten und ihre Folgen sind Kenntnisse über die bisherige Verbreitungsgeschichte und Autökologie der eingeschleppten Arten sowie Kenntnisse über die biotische Struktur innerhalb der von der Invasion betroffenen Ökosysteme notwendig. Die Auswertung der über längere Zeiträume hinweg dokumentierten Einschleppungen und die Erfassung typischer Eigenschaften erfolgreich etablierter, gebietsfremder Arten können wichtige Hinweise liefern.

J 1.3 Biopotentiale für die Zukunft erhalten

Grundlagen und Bewertung

- Besonderes Augenmerk der *Erforschung und Inventarisierung von Biopotentialen* sollte auf noch unerschlossenen Lebensräumen liegen. Vor allem marine Lebensräume bieten hier besondere Chancen, da sie nicht nur kaum untersucht sind, sondern auch eine Vielzahl von Organismen mit hoher Komplexität an Substanzen aufweisen. Auch Standorte mit extremen biotischen oder abiotischen Bedingungen sollten besonders beachtet werden, da die Evolution hier Lösungen gefunden hat, die für die industrielle Nutzung interessant sein können (heiße Quellen, Tiefsee, „Schwarze Raucher" usw.).
- Die Koevolution wechselwirkender Organismen (z. B. Räuber, Herbivoren, Symbionten, Parasiten) führt oft zu biochemischen Strukturen, die für die Bioprospektierung besonders interessant sind. Die systematische *Erforschung funktioneller Beziehungen von Organismen* bietet insbesondere die Chance für die Entdeckung neuer natürlicher Wirkstoffe. Die Erforschung dieser Sekundärmetaboliten, die durch die Evolution für ihre spezifischen biochemischen Funktionen optimiert wurden und daher von großem Nutzen sein können (Kap. D 3.3), wird derzeit vernachlässigt. In diesem Zusammenhang sind die Potentiale der großen Anzahl noch unbekannter Arten von erheblicher Bedeutung.
- An die Bioprospektierung werden mittlerweile hohe Erwartungen geknüpft. Um zu beurteilen, ob die *Erwartungen hinsichtlich der kommerziellen Bedeutung* biologischer Ressourcen und der Chancen für die Er-

haltung biologischer Vielfalt berechtigt sind, reicht aber die wissenschaftliche Grundlage noch keineswegs aus. Es sind z. Zt. weder annähernd verläßliche Abschätzungen über die Menge oder die möglichen nutzbaren Inhalte biologischer Vielfalt (Kap. J 3.1.1) noch über die mögliche künftige Bedeutung für den Naturstoffmarkt möglich. Angesichts des derzeitigen raschen und irreversiblen Verlusts biologischer Vielfalt sind diese Wissensdefizite desaströs.

- Zudem ist eine *Differenzierung nach jeweils unterschiedlichen Produktionsverfahren* notwendig, da die Bioprospektierung auf unterschiedliche Komponenten zielt: auf Biomasse, Biomoleküle, genetische Information oder technische Prinzipien für die Bionik. Diese Differenzierung wird in der Forschung derzeit wenig berücksichtigt, was in der politischen Diskussion zu Mißverständnissen führt (Kap. D 3.3).
- Die Debatte um *Chancen und Auswirkungen der Nutzung biologischer Vielfalt* auf die Natur und Vorteilsausgleich ist stark polarisiert. Um diese Diskussion zu versachlichen und einen langfristigen Interessenausgleich zu schaffen, der sowohl die Entwicklungschancen der Nachfrager und Anbieter biologischer Vielfalt als auch die Bewahrung der Biopotentiale berücksichtigt, fehlen noch wissenschaftliche Grundlagen. Im Rahmen von Markt- und Industriestudien und durch eine Auswertung repräsentativer Projekte sollten die künftigen Schwerpunkte der Bioprospektierung prognostiziert und die absehbare Beanspruchung der Biosphäre festgestellt werden.

Status, Trends und Gefährdung

Da Biopotentiale vor allem in natürlichen Ökosystemen liegen, steht die Forschung zu Status, Trends und Gefährdung vor ähnlichen Aufgaben wie bei der Bewahrung des globalen Naturerbes (Kap. J 1.4). Die entsprechenden allgemeinen Empfehlungen werden dort abgehandelt.

- Sie bedürfen aber der Spezifizierung angesichts der *besonderen Bedeutung von Biopotentialen*. Dies gilt besonders für die Gefährdung biologischer Vielfalt durch Bioprospektierung. Die durch gesteigerte Nachfrage nach speziellen Naturstoffen gestiegenen Preise können z. B. zu nichtnachhaltiger Sammlung führen. Eine Studie über den Heilpflanzenhandel in Deutschland gibt Aufschluß über die Bedeutung der auf Biomasse basierenden Naturstoffproduktion (Lange, 1996). Heilpflanzen werden über einen langen Zeitraum nachgefragt und unterliegen somit der Gefahr der Übernutzung. Notwendig ist hier vor allem die Erforschung wirkungsvoller Methoden der *In-situ*- und On-farm-Erhaltung.

Management

- Die Chancen der Bioprospektierung sowohl für die wirtschaftliche Entwicklung als auch für die Erhaltung der biologischen Vielfalt werden von den *rechtlichen Bestimmungen über den Zugang zu biologischen Ressourcen* in den Herkunfts- und Nutzerländern beeinflußt (Kap. D 3.3). Die bislang entwickelten Bestimmungen der Herkunftsländer haben jedoch vor dem Hintergrund überhöhter Erwartungen eher abschreckend auf Investoren gewirkt und keine Rechtssicherheit geschaffen. Darüber hinaus wurde die wichtige Frage nach der angemessenen Beteiligung an den Gewinnen im Herkunftland meist unbeantwortet gelassen. Es besteht erheblicher Forschungsbedarf dahingehend, wie geeignete, transparente und durchsetzungsfähige Zugangsbestimmungen aussehen könnten.
- Derzeit wird die *Erforschung von Mikroorganismen* auf potentielle Wirkstoffe stark ausgebaut. Die sozioökonomischen und ordnungsrechtlichen Folgen der Verlagerung der Bioprospektierung auf diese, in ihrer Verteilung nicht auf die Brennpunkte der Biodiversität in tropischen Entwicklungsländern beschränkten Organismen, sind noch nicht untersucht.
- Das *Konzept des Vorteilsausgleichs* als Anreizsystem für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt ist in der Biodiversitätskonvention nur vage umrissen worden und bedarf der Konkretisierung. Die verschiedenen Ansätze und die Zusammensetzung der Elemente des Vorteilsausgleichs (monetäre Gewinnbeteiligung, Technologietransfer, Aufbau von Kapazitäten) müssen angesichts sehr unterschiedlicher Rahmenbedingungen jeweils gesondert untersucht werden. Wenn z. B. indigene und lokale Gemeinschaften von Bioprospektierungsvorhaben absehbar betroffen sind oder die Nutzung ihrer traditionellen Kenntnisse Bestandteil des Vorhabens ist, muß ein angemessener Vorteilsausgleich unter umfassender Beteiligung vereinbart werden. Es wird keine Musterlösungen geben; auch das vielzitierte Beispiel INBio in Costa Rica läßt sich nicht ohne weiteres auf andere Herkunftländer übertragen. Forschung sollte sich vordringlich auf sehr biodiversitätsreiche Regionen konzentrieren, für die noch kaum geeignete Konzepte existieren, aber ein großes Interesse von Firmen gegeben ist (z. B. Afrika).
- Im wirtschaftlichen Bereich erfahren industrielle Innovationen und neue Produktentwicklungen durch den *Schutz geistigen Eigentums* (z. B. durch Patente) eine Absicherung, die durch GATT/ WTO-Vereinbarungen auch international gestärkt worden ist. Die kollektiven Rechte indigener und lokaler Gemeinschaften hingegen sind international nicht hinreichend anerkannt. Alternative und auf kollektive Wissenssysteme übertragbare Schutzkonzepte sind noch weitgehend unerforscht.
- Bei den sog. *„Terminator Technologies“* handelt es sich um neue Entwicklungen der Pflanzenzüchtung mit biotechnologischen Verfahren, bei denen z. B. die Keimfähigkeit pflanzengenetischer Ressourcen ein-

schränkt oder ausschaltet wird. Die Abhängigkeit der Anwender der Terminator Technologies und die zunehmende Kontrolle der Pflanzenproduktion durch einflußreiche Saatgutkonzerne wirft zumindest sozioökonomische Probleme auf. Aus Sicht des Beirats ist Forschung über die ökologischen wie sozioökonomischen Auswirkungen der Terminator Technologies zu empfehlen, um eine wissenschaftlich fundierte Behandlung des Themas zu ermöglichen.

J 1.4 Das globale Naturerbe bewahren

Eine Verbesserung der wissenschaftlichen Fundierung der Naturschutzmaßnahmen ist dringend notwendig und wird auch in der Biodiversitätskonvention gefordert (Präambel der CBD). Dazu bedarf es erheblich verstärkter und europäisch wie international besser vernetzter Anstrengungen für naturschutzrelevante Forschung und Umweltbeobachtung (Wissenschaftsrat, 1994; WBGU, 1996b). Angesichts der Bedeutung des Naturschutzes besteht in Deutschland immer noch erheblicher Nachholbedarf in Forschung und Lehre (Kap. E 3.3.2). Zu Forschungsfragen zum Landschaftstyp „Schutz vor Nutzung“ im bioregionalem Zusammenhang wird in Kap. J 1.1 Stellung genommen.

Grundlagen und Bewertung

- Der *Ökosystemansatz* (ecosystem approach) ist ein grundlegendes Konzept für die Umsetzung der CBD, auf das in vielen Arbeitsprogrammen und Entscheidungen der COP Bezug genommen wird. Es wird jedoch derzeit verwendet, ohne daß es eine klare Definition der Inhalte gibt. Daher ist eine wissenschaftliche Fundierung dieses Ansatzes notwendig. Mit entsprechenden Expertenworkshops (zuletzt in Trondheim, September 1999) hat dieser Prozeß bereits begonnen. Der Beirat empfiehlt, die inhaltliche Ausgestaltung dieses Konzepts weiter mit Vorrang zu betreiben.
- Eine systematische Analyse, welche Arten, Ökosysteme und Landschaften aus globaler Sicht – unter Berücksichtigung aller Wertkategorien – unverzichtbar sind, ist derzeit nicht möglich. Daher sind Methodenentwicklung und -anwendung für ein *„integrated assessment“ der Biosphäre* auch auf globaler Ebene weiterzuverfolgen, um die wissenschaftlichen Grundlagen für eine derartige Kritikalitätsanalyse zu schaffen. Ein Beispiel für die derzeit unbefriedigende Situation ist das Fehlen einer einheitlichen Klassifikation der Weltökosysteme.
- Über die Notwendigkeit eines weltweiten, effektiven und repräsentativen *Systems von Schutzgebieten* besteht Einigkeit, aber das konkrete Setzen von Flächenschutzzielen ist derzeit mehr eine Kunst als eine Wissenschaft. Für die Entwicklung von Kriterien zur Auswahl von Schutzgebieten und ihres topologischen Zusammenhangs sind die Definition und Bewertung ökosystemarer Leistungen von Schutzgebieten wichtige Forschungsthemen. Auch am Anfang von Bemühungen um die Erhaltung von Arten sollte eine Bewertung stehen, die sowohl ökologische als auch gesellschaftliche Kriterien berücksichtigt. Hier ist noch erheblicher Forschungsbedarf zu verzeichnen. Grundlagen können die bewußte Anwendung und Gewichtung der unterschiedlichen Wertkategorien liefern (Kap. H).
- Die Verbindung zwischen neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen der Ökologie und dem konkreten Management der Schutzgebiete vor Ort sollte verbessert werden. Eine Verbesserung der Zusammenarbeit und des *Wissens- und Technologieaustauschs* zwischen Wissenschaftlern und Praktikern des Naturschutzes und der Ressourcennutzung ist anzustreben, um z. B. die Paradigmenwechsel in der modernen Ökologie der Praxis zu vermitteln und umgekehrt der Wissenschaft die aktuellen Fragestellungen der Praktiker nahezubringen.

Status und Trends

- *Kritikalitätsanalysen* durch Verschneidung von Brennpunktkarten unterschiedlicher Herkunft und Qualität zu weltweiten Karten der biologischen Vielfalt, ihrer Bedeutung, ihrer Bedrohung und ihres Schutzstatus für die Prioritätensetzung sind gegenwärtig ein dynamisches Forschungsfeld, das für die Ableitung einer Leitplanke für das globale Naturerbe von großer Bedeutung ist. Der derzeitige Forschungsstand ist allerdings ungenügend und reicht für eine wissenschaftliche, begründete Herleitung einer quantitativen Leitplanke nicht aus. Forschungsinitiativen wie z. B. das IBOY-Projekt (International Biodiversity Observation Year) von Diversitas können hierfür wertvolle Daten beitragen und sollten unterstützt werden.
- Der Verlust biologischer Vielfalt als Kerntrend der Biosphäre ist nach wie vor nicht hinreichend untersucht und mit Daten unterfüttert. So gibt es keine verläßliche *Abschätzung über globale Aussterberaten* von Arten und ihre anthropogene Beeinflussung. Forschung hierzu ist für die Einschätzung des Status der Biosphäre von entscheidender Bedeutung. Ein Beispiel für eine internationale Forschungsanstrengung auf diesem Gebiet ist das neue Committee on Recently Extinct Organisms (CREO), das durch Entwicklung neuer Methodologien versucht, das Artensterben in verschiedenen taxonomischen Gruppen zu überwachen und zu evaluieren (CREO, 1999).

Gefährdung

- Die direkten Ursachen für den Verlust biologischer Vielfalt in den verschiedenen Ökosystemen sind mittlerweile recht gut bekannt. Ein Defizit gibt es al-

lerdings bei den indirekten, mit gesellschaftlichen Prozessen vielfältig vernetzten Triebkräften (Kap. C). Die *Wirkung sozioökonomischer Rahmenbedingungen* auf Prozesse wie z. B. Landnutzungsänderungen, Fragmentierung von Artenarealen oder Einbringung nichtheimischer Arten ist nicht hinreichend verstanden, um Gestaltung und Prognosen von Managementmaßnahmen zufriedenstellend zu ermöglichen. Eine Verbesserung entsprechender Methoden, z. B. zur qualitativen Modellierung, ist notwendig.
- Insbesondere die Auswirkungen der bestehenden *ökonomischen Anreize* (z. B. Subventionen) auf den Umgang mit Naturkapital und besonders auf Schutzgebiete sollte besser untersucht werden, um die Grundlage für eine Umsteuerung der Marktkräfte in Richtung Erhaltung und Pflege ökosystemarer Leistungen zu ermöglichen.
- Durch den drastischen Verlust von Artenvielfalt und Schlüsselökosystemen, die in der Erdgeschichte als „Kreativitätszentren“ der Evolution gedient haben, könnte die *Ressourcengrundlage der natürlichen Evolution* und somit ihre Geschwindigkeit und Richtung in Mitleidenschaft gezogen werden (Myers, 1996a). Die Evolutionsbiologie sollte auf diese Herausforderung reagieren. Es ist Forschungsarbeit notwendig, um die Naturschutzstrategien so anzupassen, daß die wichtigsten evolutionären Prozesse mit einbezogen werden können.

Management
- Besonders für *marine und Küstenökosysteme* fehlt es noch an der wissenschaftlichen Basis für Auswahl, Planung und Management von Schutzgebieten. Integrierte, multidisziplinäre Forschung und Monitoring sind notwendig, um sicherzustellen, daß die bestehenden und neu auszuweisenden marinen Schutzgebiete ihren Zweck erfüllen können.
- Angesichts des anthropogenen Klimawandels und der Fragmentierung natürlicher Ökosysteme bekommen *Korridore und Trittsteinökosysteme* zwischen naturnahen Ökosystemen oder Schutzgebieten eine zusätzliche Bedeutung. Die Effektivität von Vernetzungsmaßnahmen ist von Fall zu Fall zu verschieden, und der Nutzen von Korridoren sowie die Voraussetzungen für ihr Funktionieren sind noch nicht hinreichend untersucht. In Europa kann die Umsetzung der FFH-Richtlinie und des Verbundsystems NATURA 2000 für diese Forschung einen Rahmen bieten.
- Bei der Lösung der aktuellen Probleme im Zusammenhang mit Akzeptanz und Konflikten in Schutzgebieten müssen verstärkt verhaltens- und sozialwissenschaftliche Zusammenhänge erkannt und berücksichtigt werden. Angewandte sozialwissenschaftliche *Forschung zu partizipativen und diskursiven Ansätzen* im Naturschutz sollte gefördert werden; vor allem der bioregionale Kontext bietet hier einen geeigneten Rahmen. Dies sind auch wichtige Themen für die Aus- und Fortbildung von Naturschutzfachleuten.
- Die *Evaluierung der Effektivität* von Schutz- und Managementanstrengungen ist bislang vernachlässigt worden. Es fehlt an detaillierten Untersuchungen über die Effekte von Natur- bzw. Ressourcenschutzgebieten und Biosphärenreservaten.
- Das Erkennen der *Nachhaltigkeitsgrenzen der Nutzung* in Schutzgebieten (z. B. Naherholung und Tourismus, Sammeln und Bioprospektierung, Jagd, Fischerei, Holzernte) ist besonders in der dicht besiedelten mitteleuropäischen Landschaft wichtige Voraussetzung für gutes fachliches Management.
- Es besteht erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich der erforderlichen *Mindestflächengrößen von Ökosystemen*, um die Aufrechterhaltung der Ökosystemleistungen zu gewährleisten. Auch bei der Frage, welche Mindestgröße schützenswerte Populationen haben müssen, um dauerhaft überlebensfähig zu sein, fehlt es an populationsbiologischen Grundlagen und Modellen. Das MVP-Konzept (minimum viable population) sollte weiterverfolgt und -entwickelt werden.
- Die Forschung zu *Exportquoten für den Handel mit bedrohten Arten* sollte insbesondere auf biologische Eckdaten der jeweils in Frage stehenden Art (Bestand, Populationsdynamik, Reproduktionsverhalten usw.), auf das Ausmaß der Gefährdung (Handel, Habitatzerstörung, Umweltbelastung usw.) und auf die Entwicklung von Managementplänen (Erhaltung und kontrollierte Nutzung, Reinvestition der Gewinne, optimale Verbindung mit Exportquotenregelungen usw.) gerichtet sein. Insbesondere sollten die Auswirkungen der begrenzten Wiederaufnahme des Handels mit unbehandeltem Elfenbein wissenschaftlich dokumentiert und analysiert werden. Möglichkeiten einer begrenzten ökonomischen Nutzung solcher Arten, die nicht unmittelbar vom Aussterben bedroht sind (z. B. CITES, Anhang II) sollten gezielt erforscht werden. Der aus der Nutzung entstehende Gewinn sollte unmittelbar der Erhaltung der Artenbestände und der Unterstützung lokaler, für die Erhaltung arbeitender Gemeinschaften zugute kommen. Zur Eindämmung und Verhinderung des illegalen Handels mit bedrohten Arten ist Forschung zu innovativen Kontrollmechanismen gefragt (Zertifikatssysteme, Nutzung von Gentests).

J 1.5
Regelungsfunktionen der Biosphäre erhalten

Grundlagen und Bewertung
- Die Weiterentwicklung der *integrierten Erdsystemmodellierung* als wichtigstes Instrument zum Verständnis der globalen Funktionen der Biosphäre sollte gefördert werden. Eine Vielfalt von dynamischen gekoppelten Modellierungsansätzen und eine Hie-

rarchie von Modellen ist zu pflegen und weiterzuentwickeln, auch national bzw. europäisch.

- *Skalenkopplung:* Landschaftliche Vielfalt erscheint – auch im Hinblick auf die globale Regelungsfähigkeit – notwendig für ein effizientes Funktionieren von Ökosystemkomplexen. Es ist zu überprüfen, wie groß die landschaftliche Vielfalt sein muß, um die biogeochemischen Funktionen zu erfüllen und welche Bedeutung die Fragmentierung der Ökosysteme für die Regelungsfunktion der globalen Biosphäre hat.
- Die Hypothese der *funktionalen Ähnlichkeit der Primärproduzenten* (aufgrund systeminterner Redundanzen und Kompensationen) in bezug auf globale biogeochemische Kreisläufe für Kohlenstoff, Nährstoffe und Wasser ist zu überprüfen.
- Die *ökonomische Bewertung der globalen Regelungsfunktionen* der Biosphäre stellt eine interessante und wichtige Herausforderung für die Forschung dar (Kap. J 3.2.3).

Zustand und Trends

Monitoring und Frühwarnsysteme für die terrestrische und marine Biosphäre sind insbesondere für die Brennpunkte der Kritikalität zu entwickeln (etwa: Nördlicher Ozean, Kap. F 5).

Gefährdung

Die Funktionen bestimmter biogeographischer Regionen für das Erdsystem (globale Stoff- und Energiekreisläufe bzw. -transfers) sollten hinsichtlich ihrer individuellen Bedeutungen, Wirkungsweisen und Belastbarkeiten evaluiert werden. Besonders zu beachten sind die folgenden Punkte:

- Die Konstruktion globaler Karten zur *Kritikalität geographischer Regionen* in bezug auf die biogeochemischen Kreisläufe ist ein besonders wichtiger Forschungsansatz, der dringend weiterverfolgt werden sollte (Kap. F 5.4.1).
- Es ist verstärkt Forschung zu *kritischen Schwellwerten* notwendig, um Leitplanken für Klimaänderungen bzw. für die Eingriffe in Stoffkreisläufe besser definieren zu können.
- Auch mögliche *Grenzen der Fragmentierung* natürlicher Ökosysteme sind zu prüfen. Hierzu gehört insbesondere die Untersuchung veränderter Wirkungen fragmentierter Ökosysteme auf verschiedene lokale Prozesse (Wasserkreislauf, Erosion usw.) und daraus folgende veränderte Belastbarkeitsgrenzen.

Management

Es sollten die prinzipiellen Möglichkeiten und Grenzen der gezielten menschlichen Einflußnahme auf die globalen Stoff- und Energiekreisläufe als Elemente des planetarischen Metabolismus untersucht werden. Das Denkmodell eines bewußten „Global Biogeoengineering“ findet zwar bisher seinen Ausdruck nur in einigen Gedankenexperimenten zur Modifikation bzw. Stabilisierung von Kohlenstoffsenken und -quellen und realen Versuchen zur Eisendüngung im Meer, dennoch ist ein tieferes Verständnis dieser „Erdsystemsteuerung“ unabdingbar – und sei es nur, um die Folgen unbeabsichtigter Eingriffe des Menschen in das System Erde besser analysieren zu können.

- Besonderes wichtig erscheinen hier *Strukturuntersuchungen* zum Zusammenwirken einer Vielzahl von homöostatischen Regelmechanismen mit verschiedenen Wirkungscharakteristiken und Wirkungsskalen (räumlich wie zeitlich).
- Ebenfalls bedeutsam ist die *Analyse einzelner Regelprozesse* hinsichtlich ihrer dynamischen Strukturen und Belastbarkeitsgrenzen. Beispielsweise ist die Rolle der Biosphäre im (globalen) Wasserkreislauf, ihr Einfluß auf die Struktur und Verteilung der Wolken und damit auch auf das Erdklima noch weitgehend unverstanden.

Methoden und Instrumente J 2

J 2.1 Indikatoren

Der Entwicklung von *Indikatoren biologischer Vielfalt* (vor allem Indikatorensysteme zur schnellen Erfassung der biologischen Vielfalt eines Raumes, aber auch zur Beschreibung der Rolle und der Mechanismen von Biodiversität für Ökosystemprozesse) muß eine zentrale Bedeutung innerhalb der Forschungsförderung zukommen. Indikatoren spielen bei allen Versuchen des Erfassens und Bewertens von Status und Trends biologischer Vielfalt auf den verschiedenen Ebenen (Gen, Art, Ökosystem) und Skalen (Biotop, Bioregion, Biom, Globus) eine große Rolle. Solche Indikatorensysteme sind daher unabdingbare Voraussetzung für das Monitoring biologischer Vielfalt und für Kritikalitätsanalysen.

Ein wichtiges Ziel ist die iterative Entwicklung eines universell einsetzbaren Kernsets an Biodiversitätsindikatoren, die auf den unterschiedlichen Integrationsstufen Belastungen, Zustände/Trends und Reaktionen auf Eingriffe erfassen können. Dabei ist ein besonderer Schwerpunkt auf die Ökosystem- und Landschaftsebene zu legen, da hier die Wissenslücke am größten ist.

Hierfür sollten auch alternative Konzepte zur Beschreibung der globalen Artenvielfalt (z. B. Rapid Assessment Programs, Fernerkundung) weiterverfolgt werden. Die Forschung muß den Abgleich der verschiedenen internationalen Ansätze (z. B. Biodiversitätskonvention, CSD, OECD, SCOPE, BioNET) und die Tauglichkeit zur Integration in Indikatorensysteme zu nachhaltiger Entwicklung berücksichtigen.

J 2.2 Biodiversitätsinformatik

Viele praktische Fragen des Biodiversitätsmanagements (planerische Herangehensweisen, Prioritätensetzungen bei Arten- und Schutzgebietsauswahl) können durch *Einsatz der Informationstechnologie* (z. B. GIS, Datenbanken) erheblich zweckdienlicher beantwortet werden (Hawksworth et al., 1997). Die dezentral vorhandenen Daten zur Biodiversität, z. B. in den Sammlungen und Museen, den Verwaltungen und NRO, sind derzeit nicht direkt zugänglich. Ein wichtiges Forschungsfeld ist daher die Integration und der Zugang zu Daten über biologische Vielfalt (PCAST, 1998). Die neue Initiative des BMBF zu diesem Punkt wird vom Beirat begrüßt (BIOLOG; BMBF, 1999), sie sollte eng mit den Aktivitäten des deutschen Clearing-House-Mechanismus abgestimmt werden. Die biogeographischen, systematischen und taxonomischen Initiativen sind auf die Methodenentwicklung der Biodiversitätsinformatik angewiesen (z. B. Global Taxonomy Initiative, Kap. I 3.2.6; Systematic Agenda 2000; Species 2000; Kap. J 3.1.1). Der Beirat begrüßt ebenfalls die Initiative der OECD für ein neues Informationsnetzwerk (Global Biodiversity Information Facility – GBIF), welcher die dezentral vorhandenen Datenbanken vernetzen und offenen Zugang über das Internet ermöglichen soll (OECD, 1999), wobei insbesondere Entwicklungsländer bei der technischen Ausstattung Unterstützung benötigen.

J 2.3 Monitoring und Fernerkundung

Marines Monitoring

Die *kontinuierliche Beobachtung* relevanter abiotischer und biologischer Parameter im Meer ist aus verschiedenen Gründen (zunehmende Nutzungsintensität, Umweltbelastung, Klimawandel) von großer Bedeutung. Satellitengestützte Verfahren liefern seit etwa zwei Jahrzehnten Daten in einer globalen Abdeckung, müssen aber kontinuierlich gegen *In-situ*-Daten kalibriert werden, um langfristig verläßliche Daten liefern zu können. Daher sind bestehende oberflächengestützte Langzeitreihen fortzuführen und zu ergänzen. Der Zugang zu den erhobenen Daten ist z. Zt. nicht befriedigend gelöst und sollte erleichtert werden. Der in vielen Entwicklungsländern beobachtete Trend der Schließung von Beobachtungsstationen sollte gestoppt und umgekehrt werden. Hierin liegt eine wichtige Aufgabe der technischen Entwicklungszusammenarbeit. Die Rolle von freiwilligen Beobachtungsschiffen sollte durch neue Instrumentierung gestärkt werden. Für die Implementierung und Koordination derartiger Monitoringprogramme könnten die bereits bestehenden internationalen Organisationen und Programme (z. B. WMO, ICES, GOOS, CLIVAR-GOALS) sorgen.

Fernerkundung

Die *Erdbeobachtung* wird für die Erforschung der Biosphäre weiterhin eine wichtige Rolle spielen. Gerade für

die Entwicklung von Monitoringprogrammen (z. B. für die Erfassung von Ökosystemtypen und Landnutzung) und Indikatoren gewinnt die Verfügbarkeit entsprechender globaler Datensätze aus der satellitengestützten Fernerkundung zunehmend an Bedeutung. Eine wichtige Forschungsfrage ist, welche Komponenten der biologischen Vielfalt vom Satelliten aus erkennbar sind. Daher sollten die Anstrengungen auf diesem Gebiet (z. B. im Rahmen des Erdbeobachtungsprogramms der ESA) fortgeführt werden.

Biosphärische Grundlagenforschung J 3

J 3.1
Biologisch-ökologische Grundlagenforschung

J 3.1.1
Beschreibung und Inventarisierung biologischer Vielfalt (Taxonomie, Systematik)

Die Inventarisierung, taxonomische Beschreibung und Klassifizierung der globalen Artenvielfalt ist weit davon entfernt, abgeschlossen zu sein, insbesondere in tropischen Gebieten und im marinen Bereich (z. B. Mangroven, Korallen, Tiefsee; Kap. I 3.2.6). Hier wird noch für lange Zeit erheblicher Forschungsbedarf bestehen (vgl. Kernprogrammelement 3 von Diversitas). Stork (1997) merkt an, daß die Chance einer bislang unbeschriebenen Insektenart auf Entdeckung geringer sein könnte, als die Chance, auszusterben.

Selbst in Deutschland ist die Fähigkeit, Tier- und Pflanzenarten zu identifizieren, auf eine immer kleiner werdende Gruppe von Spezialisten beschränkt. Taxonomische Kenntnisse sind jedoch erforderlich, um die Vielfalt der Arten einer Region zu erfassen und ihre geographische Verbreitung zu kartieren. Für viele bislang kaum genutzte Arten und wildwachsende Nahrungspflanzen sind solche Erhebungen eine unverzichtbare Voraussetzung für weitergehende Untersuchungen potentieller Nutzungen sowie der Erhaltung. Daher empfiehlt der Beirat dringend, Forschung und Ausbildung auf dem Gebiet der Taxonomie und Systematik zu unterstützen. Dabei ist auf eine verstärkte Kooperation zwischen Taxonomen und Ökologen hinzuarbeiten. Auch Projekte zur Sicherung des Wissens über regionale biologische Vielfalt, die häufig von örtlichen Naturschutzvereinigungen getragen werden, sollten verstärkt gefördert werden, um dem drohenden Verlust regionaler Expertise entgegenzuwirken.

Dazu gehört auch die stärkere Beteiligung Deutschlands an internationalen Initiativen zur Taxonomie und Arteninventarisierung (z. B. Systematics Agenda 2000, 1997; Species 2000 Program, 1999; Global Taxonomy Initiative, Kap. I 3.2.6), wie dies z. B. mit dem Aufbau eines „Weltregisters wandernder Tierarten“ (GROMS) zur Unterstützung der Bonner Konvention (CMS; Kap. I 3.3.1) bereits geschieht. Hier ergeben sich wichtige Aufgaben für die Forschung an den Naturkundemuseen. Insbesondere sollten folgende Punkte Beachtung finden, die teilweise bereits im Forschungsprogramm „Biodiversität und Globaler Wandel“ (BIOLOG) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung aufgegriffen wurden (BMBF, 1999):

- In vielen Ländern, besonders in Entwicklungsländern, ist es nötig, die *wissenschaftlichen Kapazitäten* auf dem Gebiet der Taxonomie zu verstärken, um eine effektive Bestandsaufnahme ihrer Ressourcen zu unterstützen. Darüber hinaus ist es notwendig, nutzerfreundliche Bestimmungsmethoden zu entwikkeln, um den Personenkreis mit Artenkenntnissen zu erweitern.
- Es besteht derzeit in der Erfassung biologischer Vielfalt eine deutliche Wissensschieflage zugunsten der Wirbeltiere und Gefäßpflanzen und zuungunsten von Invertebraten, Pilzen und Mikroorganismen. Um ein unverzerrtes Erkennen der Brennpunkte biologischer Vielfalt zu ermöglichen, sind für möglichst viele Bioregionen Inventarisierungen durchzuführen, die alle Taxa umfassen (All Taxa Biodiversity Inventories, ATBI’s).
- Für eine moderne Taxonomie sind *molekularbiologische Methoden zur Beschreibung genetischer Vielfalt* unerläßlich. Diese Methoden müssen für eine routinemäßige Anwendung weiterentwickelt und vereinfacht werden. Die Verwendung fortgeschrittener Datenverarbeitungsmethoden ist dabei eine zwingende Voraussetzung, um internationalen Zugang zu entsprechenden Sammlungen und Datenbanken zu gewährleisten (Kap. J 2.2).
- Die *Identifizierung von Verwandtschaftsverhältnissen*, insbesondere auch auf der Ebene von Gattungen und Familien, ist zur Prioritätensetzung für Artenschutzprogramme von großer Bedeutung.
- Das Verständnis der *Habitatansprüche von Arten an Grenzstandorten* sollte dringend verbessert werden, um räumlich-zeitliche Änderungen der Biodiversität im Angesicht des Globalen Wandels abschätzen und vorhersagen zu können. Zusammen mit Informationen über die Gesamtareale der jeweiligen Arten ist dieses Verständnis eine wichtige Grundlage für biogeographische Schutzwürdigkeitsevaluierungen.

J 3.1.2
Populationsbiologie und -genetik

Neben der Forschung im Bereich der Taxonomie und Systematik sollte ein zweiter Schwerpunkt auf die Popu-

lationsbiologie gelegt werden. Prozesse, die zur Evolution, Genese, Aufrechterhaltung und Gefährdung von Arten führen, setzen an Individuen bzw. Populationen an (vgl. Kernprogrammelement 2 von Diversitas, 1998).

Daher sind vertiefte Kenntnisse zur Populationsbiologie und -genetik Grundvoraussetzungen zum Verständnis der räumlich-zeitlichen Dynamik von Ökosystemen und ihrer Artenzusammensetzung. Die unterschiedlichen Populationen einer Art können aber auch spezifische lokale Anpassungen an bestimmte Umweltbedingungen aufweisen, die von großer ökonomischer Bedeutung für die Entwicklung von Resistenzen bei Nutzpflanzen sein können. In folgenden Bereichen sieht der Beirat vordringlichen Forschungsbedarf:

- Die *genetische Variabilität innerhalb und zwischen Populationen* von gefährdeten Arten – aber auch von wildverwandten Arten der Nutzpflanzen – sollte verstärkt untersucht werden. Damit können die potentiellen Konsequenzen von genetischer Erosion für das Überleben von Arten mit kleinen Populationen deutlich gemacht werden. Der Einfluß demographischer, umweltbedingter und genetischer Zufallsereignisse, sowie von Naturkatastrophen auf die Populationsdynamik ist in diesem Zusammenhang von großer Relevanz.
- Die *Quellen-Senken-Dynamik und der Gentransfer* innerhalb und zwischen Populationen sollten mit dem Ansatz der Metapopulationsbiologie vertieft in langfristigen Projekten untersucht werden. Damit würden Grundlagen für das Management von gefährdeten Arten angesichts zunehmender Habitatfragmentierung geschaffen. In diesem Zusammenhang sollte das MVP-Konzept (Minimum Viable Population) fortgeführt und experimentell an verschiedenen Modellsystemen überprüft werden.

J 3.1.3
Funktionale Ökologie

Als dritten Schwerpunkt der biologischen Grundlagenforschung empfiehlt der Beirat die Förderung einer funktional orientierten Ökologie und Ökosystemforschung (vgl. Kernprogrammelement 1 von Diversitas). Sie ist u. a. Voraussetzung für die Beantwortung folgender Kernfrage: „Gibt es ökosystemare Schwellwerte der Diversität, deren Über- oder Unterschreiten zu abrupten Veränderungen in der Struktur und Funktionsweise von Ökosystemen führt, und insbesondere: Gibt es untere Grenzen, jenseits derer das System zusammenbricht?“

Das Verständnis der vielfältigen Wechselwirkungen und Zusammenhänge innerhalb von Ökosystemen ist sehr rudimentär, schafft aber die Voraussetzungen sowohl für die Abschätzung anthropogener Eingriffe in die Biosphäre als auch für die Entwicklung nachhaltiger Nutzungssysteme. Für die Umsetzung vieler der hier aufgeführten Forschungsempfehlungen sind wiederum Grundlagen der Taxonomie und Populationsbiologie notwendig, so daß interdisziplinäre Ansätze Erfolg versprechen.

- Die Biodiversität eines Ökosystems wird in starkem Maß durch die *Standortfaktoren* mitbestimmt. Durch ein gestrafftes Vorgehen sollten die Wirkungen der verschiedenen Standortfaktoren ermittelt und zu einem Gesamtkomplex zusammengefügt werden.
- Die *wechselseitigen Beziehungen* zwischen Diversität, Struktur und Funktion von Ökosystemen bedürfen einer intensiven Forschungsinitiative. Dafür reichen nur Grasland-, Klimakammer- oder Laborversuche nicht aus. Experimente zum Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemprozessen müssen dringend auch in weiteren terrestrischen, limnischen und marinen Ökosystemen und auf mehreren Maßstabsebenen (nicht nur auf der Artebene) durchgeführt werden. Parallel dazu sollten Erkenntnisse aus Versuchen mit Modellökosystemen im Freiland überprüft werden. Besondere Bedeutung haben dabei die Zusammenhänge zwischen biologischer Vielfalt und Bodenprozessen, Herbivorie sowie Bestäubung.
- Ökosysteme scheinen vielfach eine höhere Diversität aufzuweisen, als dies für deren Funktion unter stabilen Umweltbedingungen erforderlich ist. Ist diese Annahme richtig, könnten auch erhebliche Eingriffe des Menschen ohne Bedeutung sein – allerdings nur, sofern man die Voraussetzung stabiler Umweltbedingungen garantieren kann. Diese *Hypothese* bedarf dringend der Aufklärung. Der Einfluß extremer Klimaereignisse (unter Simulation von Szenarien des globalen Klimawandels) und anderer anthropogener Störungen auf die Beziehung zwischen Artenvielfalt und Ökosystemprozessen sowie die Stabilität bzw. Resilienz von Ökosystemen (Kasten D 2.4-2) müssen daher ebenfalls Gegenstand der Untersuchungen sein. So könnte die Fähigkeit gesteigert werden, auf potentielle Konsequenzen anthropogener Eingriffe in die Biosphäre frühzeitig hinzuweisen und entsprechende Gegenmaßnahmen zu entwickeln und zu ergreifen.
- In diesem Zusammenhang muß nicht nur der Frage nach dem Einfluß der Artenvielfalt *per se*, sondern auch nach dem *Einfluß der jeweiligen Artenzusammensetzung auf Ökosystemprozesse* nachgegangen werden. Wie unterscheiden sich also funktional zwei Systeme, die zwar die gleiche Artenzahl aufweisen, sich aber durch die Artzusammensetzung unterscheiden (z. B. Buchenwald versus Fichtenwald)?
- Die Möglichkeiten, sog. *Schlüsselarten* (Kap. D 2.4) in Ökosystemen zu identifizieren und als Indikatoren für Struktur und Funktion von Systemen zu verwenden, müssen durch theoretische und empirische Untersuchungen eröffnet werden. Eng damit verknüpft ist die Entschlüsselung der Eigenschaften, die Arten

zur Dominanz befähigen (z. B. Massenentwicklung von Schadorganismen, invasive Arten; Kap. E 3.6). Diese Kenntnisse sind unter anderem für die Weiterentwicklung nachhaltiger Landnutzungsstrategien und für den Naturschutz von großer Bedeutung.
- Es bedarf großer Anstrengungen, um die bisher in der Taxonomie und in der ökologischen Forschung vernachlässigten *Konsumenten und Destruenten* im Hinblick auf ihre Vielfalt und ihre Einflüsse auf Ökosystemprozesse zu erforschen. Dabei könnten die funktionalen Verknüpfungen zwischen mikrobieller Diversität und höheren Pflanzen oder Tieren (z. B. Mycorrhiza, Pathogene, Parasiten) einen Schwerpunkt bilden. Des weiteren sollte der Einfluß von Klimaänderungen, Landnutzungswandel und Stoffdepositionen auf die Zusammensetzung und Stabilität von mikrobiellen Lebensgemeinschaften untersucht werden.
- Die Aufklärung der biotischen Regulation der *Umsetzungsprozesse in Böden* ist die Basis für eine standortgerechte, nachhaltige und umweltschonende Bodenbewirtschaftung. Zur Vermeidung dauerhafter oder irreversibler Schäden ist es daher erforderlich, die standortspezifische Belastbarkeit der Organismengesellschaften von Böden systematisch zu erfassen und in umfassende Bewertungskonzepte zu integrieren. Hierzu wird in Anlehnung an das Bodengutachten des Beirats (WBGU, 1994) ein erweitertes Critical-Loads-Konzept vorgeschlagen. Dazu bedarf es der Grundlagenforschung, die sich den Zusammenhängen von Biodiversität in Böden und Ökosystemfunktionen widmet, Skalenübergänge klärt und methodische Vorgehensweisen zur Messung der funktionalen Diversität der verschiedenen Taxa entwickelt. Bestehende Indikatorensysteme (z. B. von Weltbank oder OECD) sollten vertieft und ergänzt werden, um biotische Zustände in Böden quantitativ beschreiben zu können. Ohne solche Systeme sind die Eingriffe der Menschen letztlich nicht bewertbar. Die bisherigen Ansätze sind für den Einsatz auf der Systemebene unzureichend.

J 3.2 Sozioökonomische Grundlagenforschung

J 3.2.1 Ethik

Vergleichende Kulturforschung

Zur Identifikation und zum Verständnis unterschiedlicher Formen gelebter Sittlichkeit gegenüber der Natur kann die vergleichende Kulturforschung wichtige Beiträge liefern (Kap. E 3.1 und E 3.5). Dabei sind insbesondere die folgenden Themen besonders zu beachten:

- Kulturelle und religiöse Normen der Wertschätzung von Biosphäre,
- Verhältnis von normativer Verhaltensorientierung und tatsächlichem Verhalten,
- Identifikation universeller oder quasiuniverseller Prinzipien in der Nutzung von Natur,
- Identifikation nachvollziehbarer normativer Begründungsdiskurse in unterschiedlichen Kulturen,
- Analyse des Kulturpluralismus und Multikulturalismus in bezug auf die subjektiv empfundene Geltungskraft von Normen im Zusammenhang mit Biosphärennutzung.

Identifikation konsensfähiger Werte

Um für die Bewertung politischer Maßnahmen zum Schutz der Biosphäre eine bessere Grundlage zu bekommen, sollte besonderer Wert auf die Identifikation konsensfähiger Werte gelegt werden (Kap. H). Dabei sind folgende Themen vordringlich:

- Systematische Sammlung und analytische Auswertung von faktisch gelebten und normativ postulierten Wertsystemen in der Gesellschaft (etwa durch Wertbaumanalyse),
- Auswertung bestehender Diskurs- und Verhandlungsverfahren unter dem Gesichtspunkt der Validität und Überzeugungsfähigkeit ethischer Beweisführung,
- Erarbeitung von Pilotstudien zur Erprobung neuer Formen ethischer Diskursführung.

Verhandlungsführung zum Biosphärenschutz

Gerade im Bereich des Biosphärenschutzes können die nationalen wie internationalen Verhandlungen von einer Analyse der prozeduralen Anforderungen an eine ethisch und fachwissenschaftlich befriedigende Verhandlungsführung profitieren (Kap. I 2.3). Die sozialwissenschaftliche Forschung sollte sich vor allem um folgende Punkte bemühen:

- Analyse der politischen Verhandlungsprotokolle unter dem Gesichtspunkt der Relevanz ethischer Argumente und ihrer Wirkung auf die Verhandlungsteilnehmer,
- Auswertung von Fallstudien gelungener und weniger gelungener Diskurse bzw. Verhandlungen, in denen ethische Argumente eine wichtige Rolle gespielt haben,
- Durchführung von Begleitstudien zu laufenden Verhandlungen durch sozialwissenschaftlich geschulte Beobachter,
- Planung von Pilotstudien zur konstruktiven Ausrichtung ethisch diskursiver Verhandlungsprozesse an den Erfordernissen einer prozedural befriedigenden Verhandlungsführung.

Sekundäre Normen

Die Ableitung sekundärer Normen und Verhaltensorientierungen auf der Basis von allseits anerkannten

Primärnormen (bzw. Prinzipien), den Ergebnissen aus der empirischen Verhaltenswissenschaften sowie ethisch motivierter Diskurse ist ein Forschungsfeld mit besonderer Bedeutung für die Lösung von Konflikten zwischen Biosphärenschutz und -nutzung. Prioritär sind dabei:

- Ableitung von kategorischen und kompensationsfähigen Normen auf der Basis primär anerkannter oder vereinbarter Prinzipien bzw. Normen,
- Erfassung des tatsächlichen normativen Verhaltens von Menschen und dessen subjektive Begründung,
- zusammenfassende Analyse der aus Diskursen stammenden Einsichten über Normen und Werte,
- Pilotstudien zur konstruktiven Synthese von normativ abgeleiteten, diskursiv erstellten und durch faktische Sittlichkeit gelebten Verhaltensorientierungen in einem oder mehreren „Megadiskursen".

J 3.2.2 Wahrnehmung und individuelle Bewertung

Der Entwicklung von Bewertungsmöglichkeiten von Biodiversität (ökonomisch, ethisch, kulturell, u. a.) sollte hohe Priorität eingeräumt werden, um die Auswirkungen menschlicher Eingriffe in die Biosphäre zu verdeutlichen.

- Dabei sollten vermehrt *kulturvergleichende Forschungen* zur Wahrnehmung, Bewertung und zu kulturell bedingten Deutungsmustern von Naturgütern (Tier- und Pflanzenarten, spezifische Ökosysteme bzw. Landschaften) durchgeführt werden. Dies kann direkt zur Identifizierung von Konfliktpotentialen mit negativen Auswirkungen auf die Biodiversität führen.
- Eine *Analyse der komplexen Handlungsbedingungen* für den Schutz ökologisch wichtiger Arten kann wesentlich dazu beitragen, die Effizienz und die Akzeptanz von Arten- und Naturschutzprogrammen zu erhöhen. Daher ist beispielsweise die Rolle von Symbolarten, von Systemwissen oder von Betroffenheit zu erforschen. Außerdem sollte intensiv der Frage nachgegangen werden, wie sich Biodiversität und ihre Bedrohung in der Öffentlichkeit kommunizieren läßt.
- Die historischen und gesellschaftlichen *Variabilitäten des Mensch-Natur-Verhältnisses* als Einflußfaktoren für die Bewertung und den Umgang mit biologischer Vielfalt sollten verstärkt untersucht werden. Dabei müssen die verschiedenen Akteure und ihre Bedeutung erstens für alltägliche Lebens- und Wirtschaftsweisen und zweitens für politisches Handeln im globalen Rahmen (z. B. Biodiversitätskonvention) miteinbezogen werden.

J 3.2.3 Ökonomische Bewertung

- *Monetarisierung biosphärischer Werte.* Ökonomische Bewertungsverfahren sind ein wichtiges Hilfsmittel für die Politik, die notwendigen Abwägungsentscheidungen in Anbetracht der entstehenden Kosten und Nutzen zu treffen. Derzeit kann allerdings noch ein erhebliches Forschungsdefizit bei der Ermittlung eines monetären Maßstabs für einzelne biosphärische Wertkategorien festgestellt werden. Hier sei insbesondere auf ökologische Funktionswerte, soziale, kulturelle und ästhetische Werte sowie Symbolwerte verwiesen, die sich meist einer marktlichen Bewertung entziehen, aber dennoch verstärkt in politischen Entscheidungen berücksichtigt werden sollten.
- *Methodik für die ökonomische Bewertung*. Insbesondere im Bereich der Bewertung biosphärischer Leistungen sind weiterführende methodische Überlegungen beim Einsatz ökonomischer Bewertungsansätze erforderlich. Beispielsweise ist bei der Ermittlung von Zahlungsbereitschaften methodisch zu berücksichtigen, daß diese Zahlungsbereitschaften in Hocheinkommens- und Niedrigeinkommensländern sehr unterschiedlich sein können. Auch die Probleme hinsichtlich der angemessenen Bewertung komplementärer biosphärischer Leistungen und des Auftretens von Irreversibilitäten weisen auf die Notwendigkeit hin, die methodischen Grundlagen des ökonomischen Bewertungsansatzes, der überwiegend auf den *Homo oeconomicus* abstellt, zu erweitern.

Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Biosphärenpolitik K

Grundlagen einer Handlungsstrategie K 1

Handlungsraum für eine globale Biosphärenpolitik

Die Strategie des Beirats für eine globale „Biosphärenpolitik“, die aufgrund ihrer Bezüge zum Klima- und Bodenschutz über die klassische Biodiversitätspolitik hinausreicht, orientiert sich zunächst an den in jedem Fall zu vermeidenden Entwicklungen in der Biosphäre (Kap. I 1). Dazu wurden *biologische Imperative*, *Leitplanken* und *Leitlinien* definiert. Wegen der großen Unsicherheiten und Wissensdefizite ist es nicht immer möglich, für den Biosphärenschutz exakte Leitplanken im Sinn von präzisen, quantifizierbaren Grenzen anzugeben. Zunächst wurden daher biologische Imperative formuliert, die Prinzipien vermitteln sollen, mit denen die Werte der Biosphäre für heutige und kommende Generationen erhalten und nachhaltig genutzt werden können. Dazu zählen

1. die Bewahrung der Integrität von Bioregionen,
2. die Sicherung aktueller biologischer Ressourcen,
3. die Erhaltung von Biopotentialen,
4. die Bewahrung des globalen Naturerbes,
5. die Erhaltung der globalen Regelungsfähigkeit der Biosphäre.

Diese biologischen Imperative sind das Ergebnis der Untersuchungen über Leitplanken für die Bewahrung und Gestaltung von Ökosystemen und Landschaften in Kap. E 3.9 (Imperativ 1), die Situation der genetischen Vielfalt und Artenvielfalt in Kap. D (Imperative 2, 3 und 4), der Ökosystem- und Landschaftsvielfalt in Kap. E (Imperative 1 und 4) und der globalen Stoffkreisläufe in Kap. F (Imperativ 5).

Leitplanken sind im Gegensatz hierzu bestimmte, numerisch definierbare Schadensgrenzen, deren Überschreiten jetzt oder zukünftig intolerable Folgen mit sich bringt. Die Anwendung des Leitplankenkonzepts auf die Biosphäre erfolgt auf regionaler (Kap. I 1.1) und globaler Ebene (Kap. I 1.2–I 1.6). Global lassen sich zusätzlich Wechselwirkungen erkennen, die aus regionaler Perspektive nicht sichtbar sind. Die numerisch exakte Definition solcher Grenzen menschlichen Handelns ist aber gerade im globalen Maßstab für die Biosphäre wegen der großen Unsicherheiten besonders schwierig. Es wird dennoch *eine* numerische Festlegung im Sinn *einer* Leitplanke angegeben, weil die Gefährdung der Biosphäre ein schwerwiegendes Risiko des Globalen Wandels darstellt. Die wissenschaftliche Herleitung einer Leitplanke in Form von Flächenschutzzielen ist noch nicht zufriedenstellend. Wenn hier ein Wert angegeben wird, dann handelt es sich um eine grobe Schätzung. Trotz dieser Einschränkung empfiehlt der Beirat, global eine Naturschutzfläche von 10–20% (der Landfläche) auszuweisen (Kap. E 3.3.2; Kap. I 1.4). Allerdings fällt dieser Wert bei regionaler Differenzierung sehr unterschiedlich aus.

Auf regionaler Ebene läßt sich die Leitplankenstrategie konkret in die Ausweisung von Schutzgebieten („Schutz vor Nutzung“) übersetzen, in denen für die Bioregion wichtige Ökosystemleistungen erbracht werden und die aus diesem Grund der wirtschaftlichen Nutzung vorenthalten bleiben (Kap. E 3.9, Kap. I 1.1). Außerdem werden für die anderen beiden Typen der differenzierten Landnutzung (Typen „Schutz durch Nutzung“ und „Schutz trotz Nutzung“) Leitlinien definiert (Kasten I 1.1-1). Leitlinien sind Managementregeln für konkretes Handeln, die z. B. der Erhaltung oder Wiederherstellung verschiedener Regelungsfunktionen (Lebensraum-, Nutzungs-, Kultur- und Sozialfunktionen) dienen. Die Angabe von Leitplanken, also konkreter numerischer Grenzen außerhalb derer z. B. eine Erosionsrate oder ein Nährstoffaustrag als nicht mehr nachhaltig gilt, ist eine Forschungsaufgabe, so daß hier noch keine hinreichend konkrete Politikformulierung geleistet werden kann. Weil für die meisten Bereiche der Biosphäre noch keine Leitplanken formuliert werden können, legt der Beirat seinen Empfehlungen diese drei strategischen Elemente gleichzeitig zugrunde: biologische Imperative, Leitplanken und Leitlinien. Sie definieren zusammen den Handlungsraum der hier skizzierten globalen Biosphärenpolitik.

Biosphärenpolitik als Prozeß mit hoher Institutionen-und Akteursvielfalt

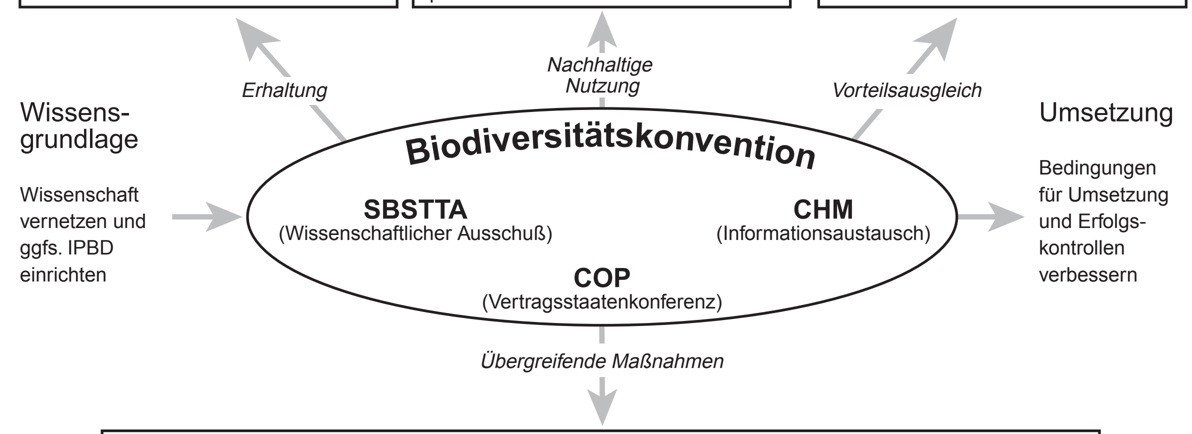
Biosphärenpolitik wird hier nicht als alleinige Aufgabe der Regierungen und staatlichen Institutionen verstanden, sondern als Ergebnis eines vielschichtigen Prozesses, der neben den nationalen Entscheidungsträgern auch von lokalen Netzwerken, internationalen Organisationen, Verbänden und insbesondere von multinationalen Unternehmen gestaltet wird. Diese Institutionen- und Akteursvielfalt ist auch eine der Grundbotschaften der Biodiversitätskonvention (CBD).

Abb. K-1 soll zeigen, wie die Empfehlungen des Beirats im Rahmen der CBD umgesetzt werden können. Hier wird deutlich, welchen Elementen der Konvention sich die Empfehlungen zuordnen lassen. Neben den drei Zielen der CBD *Erhaltung, nachhaltige Nutzung* und

- 10-20% Naturschutzflächen schaffen
- Globales Schutzgebietssystem fördern
- FHH-Richtlinie umsetzen
- CITES: Kontrolle verbessern
- Nichtheimische Arten: Vorsorge stärken
- Weltnaturerbeabkommen und MAB-Programm der UNESCO stärken

- Protokoll zur biologischen Sicherheit abschließen
- Leitlinien beachten (Kasten I 1.1-1)
- Prozeß zum Wälderschutz fördern
- Erhaltung genetischer Ressourcen sicherstellen
- Tourismusrichtlinien voranbringen
- Ressourcenschutz in der Fischereipolitik fördern

- Bioprospekting: Rahmenrichtlinien und Verhaltenskodizes verabschieden
- Technologietransfer und capacity building verstärken
- Interessenausgleich bei Nutzung genetischer Ressourcen fördern



- Kooperationsförderliches Umfeld für Verhandlungen im UNCED-Nachfolgeprozeß unterstützen
- Nationale Umsetzung und Strategiefähigkeit verbessern
- Bioregionales Management und Partizipation wichtiger Akteure fördern, Anreizinstrumente entwickeln
- "Naturpatenschaften" einrichten, Attraktivität von Stiftungen steigern, Selbstverpflichtungen fördern
- Biodiversität in Curricula und Programme des Bildungssystems einführen
- Globale Bodenkonvention entwickeln
- Abstimmung mit Vereinbarungen des UNCED-Folgeprozesses (z.B. FCCC, CCD, CSD)
- Entwicklungszusammenarbeit verstärkt als Instrument für Biosphärenpolitik nutzen
- Bi- und multilaterale Zusammenarbeit ausbauen

Abbildung K-1
Empfehlungen des Beirats für eine globale Biodiversitätspolitik im Rahmen des CBD-Netzwerks.
Quelle: WBGU, 1999a

Vorteilsausgleich werden auch übergeordnete Maßnahmen angesprochen. Die herausragende Bedeutung der Wissensproduktion und der Umsetzung wird durch eine gesonderte Darstellung verdeutlicht.

Trotz der angesprochenen Institutionen- und Akteursvielfalt bleibt der Adressat der Empfehlungen stets die Bundesregierung in ihrer den internationalen politischen Prozeß mitgestaltenden Rolle. Da die Entwicklung einer Strategie für die globale Biosphärenpolitik noch durch große Unsicherheiten geprägt ist, insbesondere durch große Wissensdefizite, fehlende politische Maßgaben und unzureichende Erfolgskontrolle, kann hier kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden.

Schwerpunkte der Umsetzung K 2

K 2.1
Lokale Gemeinschaften, NRO, Umwelt- und Nutzerverbände

K 2.1.1
Umweltbildung und Umweltlernen fördern

Angesichts eines unzureichenden gesellschaftlichen Problemverständnisses für die Bedeutung und Gefährdung der Biosphäre dürfen die vom Beirat festgestellten wissenschaftlichen Defizite nicht zu einer Verzögerung in der Entwicklung von biosphärenspezifischen Bildungs- und Lernkonzepten führen. Im Gegenteil sollten diese kognitiven Defizite gerade als Anreiz dienen, sich für die Einbringung des Themas in das gesamte Bildungssystem einzusetzen. Umweltbildung und Umweltlernen umfassen hier die Vermittlung des – in der Öffentlichkeit nach wie vor weitgehend unbekannten – Konzepts biologischer Vielfalt sowie der Motivation und Bereitschaft, sich für die Erhaltung der Biosphäre einzusetzen und ihre Nutzung stets mit dem Kriterium der Nachhaltigkeit zu verknüpfen. Die Komplexität der Biosphäre birgt eine besondere Herausforderung für Umweltbildungs- und -lernkonzepte, bietet aber gleichzeitig zahlreiche Anknüpfungsmöglichkeiten für Programme und Curricula unterschiedlicher Einrichtungen. Die Empfehlung des Beirats richtet sich darauf, das Thema Biosphäre verstärkt in die Curricula von Schulen, Universitäten und Programmen einzubringen und in kommunalen Lernprozessen zu fördern.

K 2.1.2
Partizipation wichtiger lokaler Akteure sicherstellen

Beim Management biologischer Ressourcen in der Region kommt es darauf an, diejenigen Interessengruppen zu identifizieren, die die langfristige Nutzung biologischer Ressourcen fördern oder behindern können. Insbesondere sollte auch das umfangreiche Wissen und die Motivation lokaler Akteure genutzt werden. Dazu gehören vor allem die im Naturschutz ehrenamtlich tätigen Personen sowie jene, die durch ihre berufliche Tätigkeit ein breites lokales Wissen erworben haben. Häufig muß Motivations- und Informationsarbeit geleistet werden, um Institutionen, Einzelpersonen und -gruppen zum Mitmachen zu bewegen, deren Handeln (oder Nichthandeln) eine Schlüsselposition bei der Nutzung biologischer Ressourcen einnimmt. Die Spannbreite der Beteiligung kann dabei von einer einfachen Verbesserung der Zusammenarbeit bis hin zur Mediation von Konflikten zwischen Schutz- und Nutzungsbestrebungen reichen. In jedem Fall bewährt es sich, die Vermittlung der Interessen nicht dem Zufall oder den Gruppen mit der stärksten Durchsetzungskraft zu überlassen, sondern durch eine gezielte Moderation dafür zu sorgen, daß die entscheidenden Interessenträger zu Wort kommen und Entscheidungen gefällt werden, die tatsächlich zu einer Verbesserung der Integration von Schutz und Nutzung führen.

K 2.1.3
Geistige Eigentumsrechte indigener Völker sichern

Die Biodiversitäskonvention (CBD) fordert in Art. 8(j) dazu auf, die traditionellen Kenntnisse, die Innovationen und Praktiken indigener Völker zu achten und zu erhalten. Die Anwendung dieses traditionellen Wissens soll gefördert und der Nutzen aus der Anwendung gerecht verteilt werden. In Art. 8 angedeutet und von den Vertragsstaatenkonferenzen kontrovers diskutiert, gelangen hier auch Diskussionen um Landrechte und um Rechte geistigen Eigentums auf die Tagesordnung. Allerdings beschränkt sich der Diskurs auf Verweise an die zuständigen Foren. Die Frage der Anerkennung von *Sui-generis-* Systemen für den Schutz des Wissens indigener und lokaler Gemeinschaften wird mit zunehmender Intensität beraten. Hier besteht ein enger Bezug zu anderen Foren, zur World Intellectual Property Organisation (WIPO) und vor allem zur Welthandelsorganisation (WTO) in Hinblick auf die Revision des Abkommens über handelsbezogene Aspekte der Rechte des geistigen Eigentums (TRIPS). Der Beirat empfiehlt, die Umsetzung des Art. 8(j) durch eine entsprechende Ausrichtung der Entwicklungszusammenarbeit (Unterstützung des Sektorvorhabens der Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, GTZ) zu fördern sowie Fragen zu alternativen Schutzsystemen für traditionelles Wissen in den Beratungen über internationale Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich aufzugreifen.

K 2.2
Regierungen und staatliche Institutionen

K 2.2.1
Nationale Umsetzung und Strategiefähigkeit verbessern

Der Querschnittcharakter der CBD erfordert eine integrative Umsetzungsstrategie in den Vertragsstaaten. Die Ziele der Konvention sollten z. B. Eingang in klassische Ansätze des Natur- und Artenschutzes finden und diese um nachhaltige Nutzungskonzepte für die Biosphäre erweitern. Der Beirat hält die Erarbeitung einer nationalen Strategie für Deutschland (WBGU, 1996a), die auf dem deutschen Nationalbericht von 1998 aufbaut und darüber hinaus auf die Entwicklung sektoraler Biodiversitätsstrategien abzielt, nach wie vor für sinnvoll. Dabei geht es vor allem um die Einbeziehung der Politikfelder Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Forschung sowie um die Weiterentwicklung der Biodiversitätspolitik auf den Gebieten Biotechnologie, Wirtschaftpolitik, Finanzpolitik und Entwicklungszusammenarbeit. Das Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) hat sich dieser Herausforderung bereits gestellt und 1997 ein Sektorkonzept „Erhaltung der biologischen Vielfalt durch Naturschutz“ entwickelt. Der Querschnittscharakter der Konvention verlangt eine enge und kontinuierliche Abstimmung zwischen den Ressorts sowie zwischen Bund, Ländern und Kommunen. Der Beirat empfiehlt daher die Einrichtung einer „Interministeriellen Arbeitsgruppe Biodiversitätspolitik“, in der alle an der Entwicklung einer nachhaltigen Biodiversitätspolitik beteiligten Ressorts vertreten sind.

K 2.2.2
Inhaltliche Ausgestaltung des Ökosystemansatzes vorantreiben

Der Ökosystemansatz (ecosystem approach) ist ein integratives Konzept für die Umsetzung der CBD, auf das z. B. in vielen Arbeitsprogrammen und Entscheidungen der Vertragsstaatenkonferenz Bezug genommen wird. Auch für das bioregionale Management bildet dieser Ansatz eine wichtige Grundlage (Kap. E 3.9). Er wird jedoch in der CBD derzeit verwendet, ohne daß es eine klare Definition oder eine gemeinsame Auffassung über die Inhalte gibt. Da der Ökosystemansatz ohne vorherige Absicherung durch eine unabhängige wissenschaftliche Debatte oder Aufbereitung durch den wissenschaftlichen Ausschuß der CBD-Vertragsstaatenkonferenz (SBSTTA) Eingang in die Konvention fand und vielfach Irritationen unter den Akteuren hervorgerufen hat, erscheint eine wissenschaftliche Fundierung dieses Ansatzes nun um so notwendiger. Der Beirat empfiehlt, die inhaltliche Ausgestaltung dieses Konzepts weiter mit Vorrang zu betreiben und dafür die entsprechende Kompetenz der Wissenschaft zu nutzen.

K 2.2.3
Handlungsmöglichkeiten für einen biosphärenschonenden Konsum fördern

Alle bewußtseinsstärkenden Maßnahmen und Bildungsmaßnahmen müssen letztlich wirkungslos bleiben, wenn nicht auch Rahmenbedingungen geschaffen werden, die biosphärenverträgliche gesellschaftliche Produktions- und Konsummuster ermöglichen. Dies ist z. B. durch ökonomische und soziale Anreize oder durch eine gezielte Förderung von Modellvorhaben möglich. Auf spezifische Akteure und Handlungsfelder zielende Programme, in denen eine Mischung aus Anreizsetzung, handlungs- und informationsorientierten Maßnahmen eingesetzt wird, sollten – wissenschaftlich begleitet – mit den entsprechenden lokal relevanten Akteuren – (z. B. Verbraucher- und Umweltverbände, Unternehmen) initiiert und durchgeführt werden (Kap. I 2.5).

K 2.2.4
Strategie des bioregionalen Managements in bestehende Planungsinstrumente integrieren

Der Beirat empfiehlt die Förderung eines Systems differenzierter Nutzungsintensitäten mit dem Ziel, die verschiedenen Ansprüchen an die Biosphäre in einem an der Nachhaltigkeit orientierten Konzept zu integrieren. Die drei Landnutzungskategorien „Schutz vor Nutzung“, „Schutz durch Nutzung“ und „Schutz trotz Nutzung“ bieten eine sinnvolle Gliederung (Kap. E 3.3.1). Für die Anwendung sollte geprüft werden, inwieweit der bioregionale Ansatz bereits ausreichend im deutschen Planungssystem verankert ist und ob er mit einem umsetzungsorientierten Regionalmanagement gekoppelt werden kann, ohne neben dem bestehenden Planungssystem ein zweites Parallelsystem aufzubauen (Kap. E 3.9).

Bioregionales Management bietet einen fruchtbaren Ansatz für die integrierte Betrachtung der verschiedenen Ansprüche an Landschaft (Kap. E 3.9). Dabei sollten Belastungen der Natur zugunsten der Wirtschaft und Belastungen der Wirtschaft durch Naturschutz einer ähnlichen Darlegungslast unterliegen. Diese Strategie eignet sich auch für die Entwicklungszusammenarbeit, da sie einen pragmatischen Instrumentenmix bereitstellt, der die Umsetzung des Leitplankenkonzepts auf regionaler Ebene ermöglichen kann. Eine stärkere Dezentralisierung und Verlagerung der Entscheidungen auf die regionale Ebene als Voraussetzung für Schutzanstrengungen wird insbesondere in Ländern mit zen-

tralistischer Struktur empfohlen. Das Ziel, die Integration von Schutz und Nutzung biologischer Vielfalt, läßt sich mit bioregionalem Management eher erreichen als durch ein „von oben“ verordnetes Management biologischer Ressourcen.

Es sollte daher geprüft werden, wie sich das Konzept des bioregionalen Managements im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit in Projekte zur ländlichen Regionalentwicklung integrieren lassen kann. Dabei ist besonders auf langfristig angelegte Projekte mit der Möglichkeit des Aufbaus von Kapazitäten, auf kooperative Planungsmethoden und auf Flexibilität im Sinn eines adaptiven Managements zu achten. Nach dem Vorbild internationaler Städtepartnerschaften wäre zu prüfen, ob nicht auch ein Programm zur Förderung internationaler Regionalpartnerschaften zwischen Ländern hoher und niedriger biologischer Vielfalt (also zwischen Industrie- und Entwicklungsländern) initiiert werden sollte. Auf nationaler und internationaler Ebene sollten die verschiedenen Finanzausgleichs- und Anreizmechanismen dahingehend evaluiert werden, ob sie für die Förderung bioregionaler Ansätze geeignet sind.

K 2.2.5 Schutzgebiete: 10–20% der Fläche für den Naturschutz reservieren

Schutzgebiete sind eine wichtige Säule jeder Strategie für die Erhaltung biologischer Vielfalt (Kap. E 3.3.2). Daher hält der Beirat ein weltweites, effektives und repräsentatives System von Schutzgebieten für unabdingbar, das stellvertretend die Palette an Biomen, Bioregionen oder Ökosystemtypen sowie die Gebiete mit hohem Artenreichtum oder Endemismus berücksichtigt. Dieses System kann insgesamt als „Leitplanke“ bezeichnet werden, deren Überschreiten für die Weltgemeinschaft nicht hinnehmbar wäre (Kap. I 1.4). Der Beirat empfiehlt als grobe Richtschnur einen nach fachlichen Kriterien ausgewählten Anteil von 10–20% der weltweiten Landfläche für dieses Schutzgebietssystem.

Die biologische Vielfalt kann aber nicht allein in isolierten Schutzgebieten erhalten werden: Nur ökologisch, gesellschaftlich und ökonomisch integrierte Ansätze bieten Aussicht auf Erfolg. Schutzgebiete müssen im Zusammenhang mit der umgebenden Landschaft betrachtet werden. Das betrifft die Vernetzung der Gebiete untereinander und die Verknüpfung mit der jeweiligen umgebenden Landschaftsnutzung (Kap. E 3.9). Im Umfeld bestehender Schutzgebiete sollte der Aufbau von Pufferzonen mit geeigneten Bewirtschaftungskonzepten („Schutz durch Nutzung“) gefördert werden, wie dies bei den Biosphärenreservaten bereits geschieht. Das Konzept des bioregionalen Managements bietet hierfür interessante Ansätze (Kap. K 2.2.2).

Der Stand der Umsetzung der FFH-Richtlinie und des darin vorgesehenen EU-weiten Netzwerks NATURA 2000 in Deutschland muß als sehr unbefriedigend bezeichnet werden. Der Beirat empfiehlt erneut nachdrücklich, die rasche Umsetzung mit der gebührenden politischen Entscheidungskraft voranzutreiben.

Bei der Lösung der aktuellen Probleme im Zusammenhang mit Akzeptanz und Konflikten in Schutzgebieten müssen verstärkt sozialwissenschaftliche Zusammenhänge erkannt und berücksichtigt werden. Partizipative und diskursive Ansätze sind wichtig, um durch eine verbesserte Präsentation und Kommunikation der Naturschutzargumente die unverzichtbare Akzeptanz der Bevölkerung zu erreichen. Diese Ansätze sind auch ein wichtiges Thema für die Aus- und Fortbildung von Naturschutzfachleuten.

Der Zugang zu Informationen im Naturschutz ist in Deutschland unbefriedigend. Durch verbesserte Organisation, Standardisierung und erleichterten Zugriff auf Daten öffentlicher Einrichtungen ließe sich die Naturschutzarbeit wesentlich effizienter gestalten. Auch die Förderung einer informationellen Vernetzung der staatlichen wie nichtstaatlichen Naturschutzinstitutionen untereinander wäre für den Erfahrungsaustausch hilfreich. Hierin könnte auch eine wichtige Aufgabe des deutschen Clearing-House-Mechanismus liegen.

K 2.2.6 Leitbild der „Multifunktionalen Landnutzung“ umsetzen

Der Eingriff des Menschen in die Biosphäre bei der Landnutzung stellt eine der großen Gefährdungen für die biologische Vielfalt auf der Erde dar. Die Dynamik, mit der der nutzungsbedingte Verlust biologischer Vielfalt abläuft, hinterläßt den Eindruck, daß das „Rennen“ bereits nicht mehr gewonnen werden kann. Aus der Sicht des Beirats erscheint es daher dringend geboten, daß sich die Politik vorrangig mit dem Problem des nutzungsbedingten Biodiversitätsverlusts befaßt und jene Aktivitäten auf internationaler Ebene unterstützt, die zur Lösung dieses Problems beitragen.

Für eine gleichzeitig nachhaltige und hochproduktive Landnutzung sollte hierfür ein *multifunktionales Leitbild* formuliert werden, das nicht – wie in der Vergangenheit üblich – überwiegend produktionsorientiert sein darf, sondern *alle* Funktionen der betroffenen Ökosystemen gleichberechtigt mit einbeziehen muß. Dazu muß die Bewirtschaftung auf langfristige Nutzbarkeit ausgerichtet sein, es müssen die Vielfalt der abiotischen und biotischen Faktoren am Standort beachtet und auch die von den genutzten Flächen ausgehenden Belastungen der Nachbarökosysteme berücksichtigt werden. Das Leitbild allein genügt jedoch nicht, sondern es werden auch praktikable Instrumente (z. B. Indikatorensysteme) für die Umsetzung und Bewertung benötigt.

Der Beirat empfiehlt, die Prinzipien der multifunktionalen Landnutzung möglichst flächendeckend in die

land- und forstwirtschaftliche Praxis zu überführen, denn die weltweite Einführung derartiger Strategien der Landnutzung verspricht um so erfolgreicher zu sein, je eher diese Praktiken auch in den Industrieländern realisiert werden und je eher ihr ökologischer und ökonomischer Nutzen dort nachweisbar wird. Ein dringendes Erfordernis sind dabei Preise, die die Kosten für den Bodenschutz, den Umweltschutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt enthalten müssen. Die Zertifizierung entsprechender Nutzungsstrategien und die Kennzeichnung ihrer Produkte ist eine wichtige Möglichkeit, die multifunktionale Landnutzung zu fördern.

Viel Zeit verbleibt nicht, wenn die riskante und in ihrer Wirkung nicht bewertbare Entwicklung gestoppt werden soll: Rasches und wirksames Handeln ist dringend geboten.

K 2.2.7 Raum-zeitlicher Trennung von Stoffumsatzprozessen entgegenwirken

Das Wissen um die Wirkungen menschlicher Eingriffe in ökosystemare Stoffumsatzprozesse ist weitgehend vorhanden, bislang aber weder lokal noch global hinreichend ausgewertet und umgesetzt worden. Bei Problemen der Stoffanreicherung bzw. -verarmung müssen Vermeidungs- und Kompensationsstrategien entwickelt und zum Einsatz gebracht werden, die auf eine weitgehende raum-zeitliche Kopplung von Stoffkreisläufen abzielen. Wirtschaftsweisen, die auf dem Raubbau natürlicher oder bewirtschafteter Ökosysteme beruhen, müssen auf allen räumlichen Ebenen vermieden werden. Auf nachhaltige Nutzung angelegte Bewirtschaftung sollte durch Ökolabels gekennzeichnet oder durch andere Maßnahmen gefördert werden, um die mit diesen Strategien verbundenen höheren Kosten zu decken. Auch sollte in der Öffentlichkeit stärker bekannt gemacht werden, daß nachhaltige Landnutzung ihren Preis hat.

Eine mögliche Strategie zur Verhinderung der stofflich bedingten Veränderungen biologischer Diversität ist bioregionales Management (Kap. E 3.9), mit dessen Hilfe räumliche Disparitäten gemindert und regionale Kreisläufe gestärkt werden können. Um den notwendigen Handlungsspielraum im nachhaltigen Umgang mit natürlichen Ressourcen zu wahren, bedarf es einer systematischen Erfassung und Bewertung der zahlreichen Interaktionen von Produktion, Konsum, Handel und Umwelt auf verschiedenen räumlichen Ebenen. International könnte das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) die erforderlichen Koordinationsaufgaben übernehmen. Insgesamt sollte dieser Themenbereich verstärkt aufgegriffen werden.

K 2.2.8 Einbringung nichtheimischer Arten: Vorsorgend kontrollieren

Damit die mit der Einbringung nichtheimischer Arten im Zusammenhang stehenden Begriffe durchgehend einheitlich Eingang in nationale Gesetzeswerke (in Deutschland im Bundesnaturschutzgesetz Art. 20 d II) finden können, ist international eine klare Definition und Festlegung der Begriffsinhalte, etwa durch die Vertragsstaatenkonferenz (in Zusammenarbeit mit z. B. der FAO, IMO oder WHO) notwendig (Kap. E 3.6). Zudem sollten die Bestimmungen im Zusammenhang mit der Einführung gebietsfremder natürlicher Arten und gentechnisch veränderter Arten harmonisiert werden, da die Probleme ähnlich gelagert sind.

Bereits jetzt unterliegt in vielen Ländern die beabsichtigte Einführung gebietsfremder Organismen einer Genehmigungspflicht, Defizite herrschen aber oftmals hinsichtlich der Überprüfbarkeit bestehender Regelungen und möglicher Sanktionen gegenüber Verstößen. Im Umgang mit dem Problem sollte immer das Vorsorgeprinzip zugrunde gelegt werden. Geplante Einführungen müssen zudem durch Umweltverträglichkeitsprüfungen begleitet werden. Diese Bestimmungen sollten nicht nur für Aussetzungen in der Land- und Forstwirtschaft gelten, sondern generell Anwendung finden.

Die Verursacher müssen grundsätzlich auch für die unbeabsichtigte Einfuhr gebietsfremder Arten haftbar gemacht und die zuständigen Behörden für Prävention, Notfallmanagement und Früherkennung bestimmt werden. Unbeabsichtigte Einschleppungen könnten z. B. durch Grenz- und Saatgutkontrollen (durch die IPPC geregelt), logistische Maßnahmen wie verkürzte Standzeiten im Containerverkehr, v. a. aber durch Bewußtseinsbildung der Bevölkerung und wichtiger Akteure verhindert werden. Im Rahmen der CBD sollte die Möglichkeit zur Erarbeitung gemeinsamer Standards für den Umgang mit nichtheimischen Arten geprüft werden.

Der wichtigste Übertragungsweg für den weltweiten Transfer mariner Arten ist das Ballastwasser von Schiffen. Jährlich werden 10 Mrd. t Ballastwasser weltweit transportiert, darin erreichen täglich 3.000–4.000 Arten einen neuen Standort (Kasten E 3.6-1). Da Organismen küstennaher Meeresgebiete in Hochseebereichen absterben und Hochseeplankton in Küstengewässern nicht überleben kann, wird von der International Maritime Organization der vollständige Ballastwasserwechsel auf hoher See empfohlen. Der Beirat begrüßt diesen Vorschlag und empfiehlt eine rasche Umsetzung, da diese Maßnahme bei weltweiter Anwendung die unbeabsichtigte Einführung nichtheimischer Arten in aquatischen Ökosystemen erheblich reduzieren kann.

K 2.2.9 Vergleichbarkeit durch Indikatoren verbessern

Im Rahmen der CBD ist die Erarbeitung eines kohärenten Indikatorensystems für die Überwachung des globalen Zustands der biologischen Vielfalt noch nicht weit fortgeschritten. Es bestehen immer noch große Unsicherheiten bei Methodik und wissenschaftlichen Grundlagen, die durch gezielte Forschung angegangen werden sollten (Kap. J 2.1). Sinnvoll wäre eine Zusammenführung der bestehenden Vorhaben zur Indikatorenentwicklung für Biodiversität auf internationaler Ebene (CSD, IUCN, OECD, IFF, CCD usw.). Wünschenswert ist die iterative Entwicklung und verbindliche Einführung eines international kompatiblen Katalogs an Biodiversitätsindikatoren, die auf den unterschiedlichen Integrationsstufen Belastungen, Zustände/Trends und Reaktionen auf Eingriffe erfassen können. Wichtig ist dabei die enge Verknüpfung mit der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren, wie sie derzeit z. B. im Rahmen von der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) und der Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD) vorangetrieben wird. Um diesen Prozeß zu beschleunigen, sollte die Einrichtung eines internationalen Expertendialogs geprüft werden.

K 2.2.10 Interessenausgleich bei der Nutzung genetischer Ressourcen schaffen

Die Entnahme genetischer Ressourcen und deren Verwendung soll gemäß der CBD durch faire und ausgewogene Verteilung der daraus erwachsenden Vorteile kompensiert werden (Kap. D 3.3; WBGU, 1996a). Auf der Grundlage souveräner Verfügungsrechte haben Herkunftsländer die Regelungsbefugnis bezüglich des Zugangs zu ihren genetischen Ressourcen. Über die Gestaltung der Vereinbarungen zwischen Nutzern und Anbietern genetischer Ressourcen enthält die CBD allgemeine Vorgaben wie die vorherige Zustimmung des Herkunftslandes (Prior Informed Consent, PIC) und die Berücksichtigung der Vorstellungen beider Seiten (Mutually Agreed Terms, MAT). Die Erfahrungen mit den bisher erlassenen nationalen oder regionalen Zugangsregelungen zeigen, daß es eines international vereinbarten Standards als Orientierungsrahmen für Anbieter- und Nutzerländer bedarf, um den Zugang zu genetischen Ressourcen im Sinn der CBD zu gestalten. Der Beirat empfiehlt, den Prozeß der Entwicklung internationaler Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen und den Vorteilsausgleich im Rahmen der CBD zügig voranzutreiben. Erfahrungen, die durch die Zusammenarbeit mit Herkunftsländern genetischer Ressourcen in Sektorvorhaben der GTZ vorhanden sind, sollten stärker genutzt werden. Dabei ist insbesondere die Rolle der technischen Zusammenarbeit für Maßnahmen der Kapazitätenförderung, der Aufbau von Technologie- und Forschungskapazitäten sowie Ausbildungsprogrammen zu stärken. Die Zusammenarbeit mit den Partnerinstitutionen in den Anbieterländern genetischer Ressourcen sollte nach Ansicht des Beirats auf eine Transparenz der Entscheidungs- und Beteiligungsprozesse, auf eine nachhaltige Nutzung und auf Vorteilsausgleich zielen. Begonnene Initiativen, die relevanten Unternehmen und Institutionen der Naturstoffforschung in die politische Diskussion einzubeziehen, sollte fortgesetzt und intensiviert werden. Zudem sollte ein Netzwerk von Modellkooperationen für die Förderung der nachhaltigen Bioprospektierung – in Zusammenarbeit mit den zuständigen Ressorts – und mit den durchführenden Institutionen (z. B. GTZ, Bundesamt für Naturschutz, Zentralstelle für Agrardokumentation und -information) entwickelt werden.

K 2.2.11 Attraktivität des Stiftungswesens steigern

Die Chancen, die Stiftungen für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre bieten, werden noch unzureichend genutzt. Daher sollten in Deutschland die rechtlichen Grundlagen für das Stiftungswesen steuerlich attraktiver gestaltet werden. Die Förderung des Natur- und Umweltschutzes erfüllt die Voraussetzungen eines bestimmten gemeinnützigen Zwecks im Sinn des §10 b I S.1 EstG, genügt jedoch dem Anforderungsprofil des Satzes 2 nur insoweit, als sich Umweltschutz mit bestimmten kulturellen Zwecken deckt (z. B. Denkmalpflege). Dies ist unstimmig im Hinblick auf die verfassungsrechtliche Verpflichtung des Staates, die natürlichen Lebensgrundlagen zu schützen (Art. 20a GG). Eine Hochstufung des Umweltschutzes sollte unter diesen Gesichtspunkten geprüft werden. Um die Attraktivität des Stiftungswesens zum Zwecke des Biosphärenschutzes zu steigern, könnten im Rahmen des novellierten Stiftungsrechts verschiedene Sozialwertigkeitsstufen eingeführt und mit unterschiedlichen Befreiungssätzen bedacht werden. Dafür spricht der besondere Rang, der dem Umweltschutz (Art. 20a GG) nach Verfassungs- und Völkerrecht zukommt. Dieser legt eine besondere Privilegierung von Umweltstiftungen nahe.

K 2.3 Nationale und multinationale Unternehmen

K 2.3.1 Vorhaben der Bioprospektierung fördern

Die privaten Akteure der Naturstoffforschung und -industrie sollten die Chancen nutzen, die die Vereinbarung internationaler Rahmenrichtlinien für den Zugang und

die nachhaltige Nutzung genetischer Ressourcen im Rahmen der CBD bieten und sich aktiv am internationalen Verhandlungsprozeß beteiligen. Durch die Rahmenrichtlinien können die bisher unterschiedlichen Erwartungshaltungen in den Herkunfts- und Nehmerstaaten stabilisiert und eine weitere Polarisierung der Interessengruppen verhindert werden.

Die bisher erlassenen Zugangsbestimmungen in den Herkunftsländern dienen in der Regel der Transparenz von Prospektierungsvorhaben und den entsprechenden Entscheidungsprozessen und wollen den Zugang fördern, nicht verhindern. Voraussetzung für die langfristige konstruktive Zusammenarbeit ist die angemessene Beteiligung der Herkunftsländer an den Ergebnissen der Forschung und Entwicklung. Dieser Forderung kann z. B. bereits in der Planung der Vorhaben durch Informationsaustausch und Zusammenarbeit mit Partnerinstitutionen im Herkunftsland entsprochen werden. Der Aufbau von geeigneten Strukturen für die ersten Phasen der Bioprospektierung vor Ort, Inventarisierung biologischer Vielfalt, Untersuchungen über Wirkungszusammenhänge *in situ*, Feststellung traditioneller Anwendungen und erste Testverfahren *ex situ*, wäre ein wichtiger Beitrag zur Förderung nationaler Kapazitäten in den Herkunftsländern und damit zur langfristigen Sicherung der Ressourcen (Kap. J 1.3). Große Unternehmen können eigene Kooperationsvorhaben einrichten und die Beteiligungen der Partnerinstitutionen an ihren Vorhaben zu einer Unternehmenspolitik ausbauen. Für kleinere, mittelständische Naturstoffunternehmen wäre der Aufbau einer Einrichtung zur Kooperationsvermittlung und zur Entwicklung von Beteiligungsstrategien sinnvoll. Diese könnte z. B. bei der GTZ angesiedelt sein. Der Beirat möchte anregen, mit den Verbänden die Möglichkeit der Entwicklung eines international übertragbaren Kennzeichnungssystems für nachhaltig produzierte Pharmaka, z. B. in Form von Selbstverpflichtungen, zu prüfen. Hierin könnte ein wichtiger Beitrag zur nachhaltigen Bioprospektierung bestehen.

K 2.3.2 Trend zur Selbstverpflichtung unterstützen

Private Aktivitäten sind eine wichtige Erfolgsbedingung globaler Biosphärenpolitik. Ein gutes Beispiel ist der von Vertretern der Holzindustrie, von Umweltverbänden und indigenen Völkern gegründete Forest Stewardship Council (FSC) zur Förderung einer nachhaltigen Waldwirtschaft, der seit 1996 mit einem eigenen Siegel auf dem Markt ist und mit dem weltweit bereits ca. 12 Mio. Hektar Wald ausgezeichnet worden sind. Seit das sog. FSC-Holz den deutschen Markt erobert, wird aus dem Siegel ein unter den Aspekten des Biosphärenschutzes interessantes Markenkennzeichen (Kap. I 2.4 und Kasten E 3.3-8). Er muß nicht der einzige Standard bleiben. So denkt die Arbeitsgemeinschaft deutscher Waldbesitzerverbände (AGDW) bereits darüber nach, im Rahmen einer paneuropäischen Initiative ein eigenes System zur Zertifizierung nachhaltiger Forstwirtschaft zu etablieren. Zudem wurden 1998 bei der Ministerkonferenz in Lissabon die „Pan-Europäischen Leitlinien für die nachhaltige Waldbewirtschaftung“ verabschiedet. Sie sind die Grundlage für die vom Deutschen Forstwirtschaftsrat angeregte Pan-Europäische Zertifizierungsinitiative. Mittlerweile beteiligen sich daran verschiedene europäische Organisationen der Forst- und Holzwirtschaft. Bisher stehen sich diese beiden wichtigsten Zertifizierungs-Systeme unversöhnlich gegenüber. Im Sinn der beabsichtigten Förderung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung hält es der Beirat für erforderlich, daß es zu einer Einigung kommt, um dem im Grundsatz richtigen Zertifizierungsansatz zum Durchbruch zu verhelfen.

K 2.4 Internationale Institutionen

K 2.4.1 Positive Regelungen verbessern

Die internationale Zusammenarbeit zum Schutz der Biosphäre wird gestärkt, wenn insbesondere vier institutionelle Merkmale positiver Regelungen eingehalten oder verbessert werden (Kap. I 2.3). Der Beirat empfiehlt:

1. Kooperationsförderliche Umfelder internationaler Regime zum Schutz der Biosphäre stärken, so daß Normen, Regeln und Prinzipien zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biosphäre angenommen und durchgesetzt werden und Transparenz, Informationsaustausch sowie Kommunikationsprozesse institutionell abgesichert sind.
2. Flexible Handhabung bei Regelverletzungen. Den Akteuren soll im Rahmen bestehender Vertragsstaatenkonferenzen, Ausschüssen oder neu einzurichtender Treffen mehr Raum und Gelegenheit für verständigungsorientierte Diskurse geboten werden, um über ihre Schwierigkeiten bei der Verhaltensanpassung und bei der Umsetzung von Regeln und Prinzipien kommunizieren zu können. Flexibilität bedeutet aber nicht Beliebigkeit bei der Umsetzung. Deshalb sollte die flexible Handhabung durch ein entsprechendes Monitoring sowie ein Verifikationssystem unterstützt werden.
3. Ausbau und Stärkung der notwendigen Kapazitäten in den Entwicklungsländern, in den neuen osteuropäischen Demokratien und in den GUS-Staaten. Dabei sollte auf zwischenstaatliche und interorganisatorische Netzwerke und verwandte Programme zurückgegriffen werden, so z. B. auf die Weltbank, das Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen

(UNDP) oder verschiedene regionale Entwicklungsbanken. So kann der notwendige Technologie-, Wissens- und Managementtransfer besser bewerkstelligt werden. Dieser Transfer sollte u. a. Trainingsprogramme, die Bereitstellung von politikrelevanten Informationen, Forschungsunterstützung sowie wissenschaftliche und technologische Beratung umfassen.

4. Bei armen Staaten und Nachzüglern das Interesse und die Motivation für den Schutz der Biosphäre wecken, indem die Interessen dieser Akteure hinreichend berücksichtigt werden, insbesondere durch offene Verfahren auf der internationalen Tagesordnung und bei Konferenzen. Das Interesse kann auch durch finanzielle oder technologische Hilfe verbessert werden. Zudem sollten die NRO unterstützt werden, so daß sie effektiver Überzeugungsarbeit leisten, öffentlichen Druck ausüben und Kritik gegenüber weniger motivierten Regierungen formulieren können.

Die Verbesserung dieser institutionellen Merkmale internationaler Regelungen sollte parallel verlaufen, weil sie sich gegenseitig verstärken. Ein Element zu vernachlässigen, könnte bereits die Gesamtwirkung positiver Regelungen gefährden.

K 2.4.2
Zwischenstaatlichen Ausschuß für Biodiversität einrichten

Im Bereich der Biosphärenpolitik ist ein Defizit an fundierter und unabhängiger wissenschaftlicher Politikberatung festzustellen (Kap. I 3.2.1.1). Die Erkenntnislücken über den Zustand und den Verlust biologischer Vielfalt sowie deren Folgen müssen systematisch aufgearbeitet werden. Zudem ist die fundierte wissenschaftliche Begleitung politisch aktueller Themen – unter Integration naturwissenschaftlicher, sozioökonomischer und juristischer Expertise – und die Entwicklung politikrelevanter Handlungsoptionen für die Vertragsstaatengemeinschaft und alle interessierten Akteure wichtig.

Zunächst sollte geprüft werden, inwieweit eine engere Zusammenarbeit vorhandener Wissenschaftsgremien und regionaler Netzwerke den Defiziten der wissenschaftlichen Beratung entgegenwirken könnte. Es ist nach Ansicht des Beirats allerdings davon auszugehen, daß die Einrichtung eines wissenschaftlichen Expertengremiums, z. B. in Form eines „Zwischenstaatlichen Ausschusses für biologische Vielfalt“ (Intergovernmental Panel on Biological Diversity – IPBD) notwendig ist. In diesem Ausschuß ließen sich international anerkannte Wissenschaftler zusammenführen, die kontinuierlich und unabhängig arbeiten und wissenschaftliche Politikberatung leisten könnten. Ein vergleichbares Gremium im Bereich Klimawandel ist der IPCC, der bereits 1988 von der UN-Generalversammlung eingerichtet wurde, unter UNEP und WMO arbeitet und wissenschaftliche Politikberatung auch für die Vertragsstaatengemeinschaft der Klimarahmenkonvention leistet.

Die Beiträge des IPBD könnten dem Biodiversitätsdiskurs mehr Objektivität verleihen. Auch die Wissenschaft würde durch verbesserte Koordination und Vernetzung von der Einrichtung eines IPBD profitieren. Der Beirat empfiehlt, bei der Einrichtung eines IPBD auf den Erfahrungen des Global Biodiversity Assessment und des IPCC aufzubauen, um eventuelle Konstruktionsschwächen vorn vornherein zu vermeiden.

K 2.4.3
Protokollverhandlungen zur biologischen Sicherheit vorantreiben

Nach dem vorläufigen Scheitern der Verhandlungen um ein völkerrechtlich verbindliches Abkommen, das den Umgang mit lebenden modifizierten Organismen regeln soll (Protokoll zur biologischen Sicherheit) besteht eine Regelungslücke. Zwar gibt es bereits von unterschiedlichen internationalen Organisationen initiierte Richtlinien, die auf *freiwilliger* Basis Teilaspekte aus dem Bereich der Biotechnologie regeln. Diese unverbindlichen Absichtserklärungen lassen sich aber nur schwer als Umsetzungs- und Ausgestaltungshilfe eines völkerrechtlich verbindlichen Abkommens instrumentalisieren. Der Beirat betont, daß ohne Protokoll zur biologischen Sicherheit der sichere Umgang mit Gentechnologie bruchstückhaft bleibt.

K 2.4.4
Erhaltung genetischer Ressourcen sicherstellen

Die Agrarbiodiversität hat immense Bedeutung für die Ernährungssicherheit künftiger Generationen, für die Nachhaltigkeit und Stabilität der Agrarökosysteme der Erde sowie als Ausgangsmaterial für Innovationen in Züchtung und Biotechnologie. Daher muß ihre Erhaltung und nachhaltige Nutzung vorrangiges Ziel aller einschlägiger Politikbereiche sein (Kap. D 3.4, I 1.2). Dabei ist zu beachten, daß Irreversibilität ein kennzeichnendes Merkmal für den Verlust biologischer Vielfalt darstellt: Verpaßte Chancen in der Biosphärenpolitik kehren nicht wieder. Daher kommt Frühwarnsystemen, wie sie die Kommission zu genetischen Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft (CGRFA) für pflanzengenetische Ressourcen einführen will, eine besondere Bedeutung zu.

Die aktive Nutzung von Agrarbiodiversität sollte als erste Option für ihre Erhaltung im Vordergrund stehen und über eine möglichst vielfältige agrarische Produktion umgesetzt werden. Die Leistungen sowie die große Bedrohung der Vielfalt in den agrarischen Systemen der Erde muß zum zentralen Aspekt in den praktischen und akademischen Ausbildungsgängen werden.

Weltweit gilt die Erhaltung eines erheblichen Teils der *Ex-situ-* Sammlungen als gefährdet. Daraus ergibt sich als vordringliche Aufgabe die Sicherung und finanzielle Unterstützung schon bestehender Sammlungen. Insbesondere muß die Durchführung regelmäßiger Regenerationsmaßnahmen ermöglicht werden. Die Sammlungen sollten aus Effizienz und Kooperationsgründen in einem globalen Netzwerk zusammengeschlossen werden. Die bestehenden Sammlungen müssen nach dem Vorsorgeprinzip ergänzt werden, wobei auf die notwendige Redundanz der Bestände geachtet werden muß. Vordringlich ist die Vervollständigung der Sammlungen in den Diversitätszentren der jeweiligen Arten. Die Erstellung einer Roten Liste für gefährdete Kulturpflanzenarten als Grundlage für die Schaffung entsprechender Erhaltungsmaßnahmen und ihrer Finanzierung soll angestrebt werden. Die Erhaltung gefährdeter Haustierarten und -rassen muß ein weiterer Schwerpunkt der Bemühungen um Agrarbiodiversität werden. Da in vielen Fällen *In-situ-* bzw. *On-farm* -Konservierung die einzige Möglichkeit ist, dem Totalverlust bestimmter Komponenten der Agrarbiodiversität vorzubeugen, müssen diese Maßnahmen unterstützt werden. Es ist vor allem notwendig, lokal organisierte *In-situ-* bzw. *On-farm* -Erhaltung und -Nutzung von Agrarbiodiversität *nicht zu stören.* In der Vergangenheit ist durch restriktive Vorschriften zum Saatgutverkehr oder durch eine einseitig auf „Modernisierung“ ausgerichtete Agrarberatung häufig großer Schaden entstanden.

Im Bereich der Nutzbarmachung von Agrarbiodiversität ist die Finanzierung der sekundären Evaluierung genetischer Ressourcen (Resistenzen, spezifische Qualitätsmerkmale) und die Charakterisierung aktuell genutzter Agrarbiodiversität vordringlich. Um wertvolle Gene aus genetischen Ressourcen in Elitematerial einzubringen und dessen genetische Basis zu erweitern, ist neben grundlegender Evaluierungsarbeit auch ein umfangreiches, öffentlich finanziertes Prebreeding (womöglich mit Genbankanbindung) nötig.

K 2.4.5 Globales System zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen stärken

Die Schlußakte der CBD-Verhandlungen von Nairobi (1992) fordert, die offenen Fragen der *Ex-situ* -Bestände sowie der „Farmers Rights“ zu klären und den Anforderungen der CBD gemäß anzupassen. Die Organisation der Vereinten Nationen für Ernährung und Landwirtschaft (FAO) begann daraufhin 1993 mit der Revision der „Internationalen Verpflichtung über pflanzengenetische Ressourcen für die Ernährung und Landwirtschaft“ (IUPGR). Das IUPGR wurde 1983 unter Federführung der FAO als nicht bindende Absichtserklärung angenommen und behandelt pflanzengenetisches Material als „gemeinsames Erbe der Menschheit“, welches für alle Nutzer frei verfügbar sein soll. Ziel der Vereinbarung ist es sicherzustellen, daß pflanzengenetische Ressourcen von ökonomischem und sozialem Interesse (insbesondere für die Landwirtschaft) erforscht und bewahrt werden sowie für die Pflanzenzucht und wissenschaftliche Zwecke verfügbar sind. Die Kommission für genetische Ressourcen der FAO hat in mehreren Verhandlungsrunden eine Überarbeitung des IUPGR durchgeführt. Der Beirat begrüßt die Entscheidung für eine rechtlich bindende Vereinbarung der Internationalen Verpflichtung (IUPGR) und empfiehlt die Unterstützung der Verhandlungen und deren Abschluß im dafür vorgesehenen Zeitraum bis Frühjahr 2000. Dies würde eine Befassung der 5. Vertragsstaatenkonferenz der CBD mit der Vereinbarung ermöglichen. Die Voraussetzungen für die Annahme der überarbeiteten Internationalen Verpflichtung als Protokoll der CBD sollten rechtzeitig geprüft werden.

K 2.4.6 Richtlinien für nachhaltigen Tourismus und Biosphärenschutz voranbringen

Die Initiative für eine Zusatzregelung zur Verankerung von Tourismusrichtlinien innerhalb der CBD ist nach Ansicht des Beirats ein Schritt in die richtige Richtung, da ein „Tourismusprotokoll“ international derzeit nicht durchsetzbar erscheint (Kap. E 3.7). Der flexiblere, weil unverbindlichere Richtlinienansatz ist eher geeignet, die erforderlichen Anreizsysteme für einen nachhaltigen Tourismus zu aktivieren als ein Protokoll, weil für die Akteure mehr Spielraum und Raum zur dynamischen Anpassung an aktuelle Entwicklungen besteht. Allerdings ist dieser Prozeß zu sehr auf biologische Vielfalt ausgerichtet, da auch die Klimarahmenkonvention (Absehbare Zunahme des Flugverkehrs) und die Desertifikationskonvention (Konzentration des Tourismus in ariden und semiariden Gebieten) betroffen sind. Eine Aushandlung von Richtlinien oder Protokollen für alle „Rio-Konventionen“ erscheint nicht praktikabel. Daher empfiehlt der Beirat zu prüfen, inwieweit der im Rahmen der CBD angestoßene Prozeß ein Element einer zukünftigen übergreifenden internationalen Regelung für einen nachhaltigen Tourismus darstellen könnte.

K 2.4.7 Handel mit bedrohten Arten: Kontrolle verbessern und Ausgleich schaffen

Bei den nach dem Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES) zur begrenzten Nutzung zugelassenen Arten (Anhang II) sollte sichergestellt werden, daß der daraus entstehende Gewinn unmittelbar der Erhaltung der Artenbestände, der Verwirklichung von Vorsorgemaßnahmen sowie der Unterstützung lokaler Subsi-

stenzgemeinschaften zugute kommt. Die vorhandenen Strategien zur angemessenen Kombination von Schutz- und Nutzungsaspekten sollten auf Schwachstellen geprüft und entsprechend ergänzt werden (Kap. D 3.4). Der Festlegung von zulässigen Exportquoten sollte auch eine wissenschaftliche Bewertung der Artbestände, Habitatqualität usw. vorausgehen. Weiterhin besteht Bedarf für die Entwicklung von individuellen, auf die Arealstaaten und jeweiligen Bestände abgestimmten Managementplänen zur nachhaltigen Nutzung der nationalen biologischen Vielfalt und des Vorteilsausgleichs. Auch das Kontrollsystem für die Einhaltung der CITES-Vorschriften muß verbessert werden. Dazu sollten die Zertifizierung und entsprechende Erkennungsmethoden (z. B. Gentests), die die Unterscheidung zwischen legal und illegal erlangten Exemplaren oder Produkten einer bedrohten Art erleichtern, vorangetrieben werden. Bei den nach CITES von Nutzung und Handel ausgeschlossenen Arten (Anhang I) könne die vorgesehenen strikten Handelsreglementierungen in einzelnen Arealstaaten, vor allem in Entwicklungsländern, wichtige Einkommensquellen beschneiden. Die Bundesregierung sollte sich deswegen gleichzeitig für Kompensationsmaßnahmen der durch diese Regulierungen benachteiligten Länder einsetzen. Denkbar sind beispielsweise Ausgleichszahlungen oder ein entsprechender Schuldenerlaß.

K 2.4.8
Rechtlich bindendes Instrument zum Schutz der Wälder voranbringen

Bereits seit längerem bemüht sich die Staatengemeinschaft um eine globale Regelung des Umgangs mit Wäldern. Ein verbindliches Dokument scheiterte 1992 auf der UNCED. Das Ergebnis war eine nur unverbindliche „Grundsatzerklärung über die Bewirtschaftung, Bewahrung und nachhaltige Entwicklung aller Arten von Wäldern“ (WBGU, 1996a). Die Debatte um ein internationales Instrument ist nach wie vor aktuell. Einerseits kann das Thema Wälder in einer eigenständig zu vereinbarenden Konvention behandelt werden, andererseits besteht durch die CBD die Möglichkeit, unter ihrem Dach ein Waldprotokoll zu verabschieden. Der Beirat hat sich in der Vergangenheit für ein Waldprotokoll im Rahmen der CBD ausgesprochen und hält diese Lösung auch weiterhin für die erfolgversprechendste (WBGU, 1995). In einer neu zu verhandelnden und bei der FAO angesiedelten Waldkonvention müßte die Gleichberechtigung von Schutz und nachhaltiger Nutzung, wie sie bereits in der CBD verankert ist, erst wieder realisiert werden. Angesichts der mangelnden aktuellen internationalen Durchsetzbarkeit eines Protokolls an die CBD wäre allerdings eine eigenständige Waldkonvention einer lediglich unverbindlichen Fortführung des Diskurses in einem zwischenstaatlichen Gremium in jedem Falle vorzuziehen (Kap. I 4).

K 2.4.9
UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ stärken

Seine besondere Bedeutung erhält das 1970 eingerichtete UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) durch den Zusammenschluß der einzelnen Gebiete zu einem weltumspannenden Netzwerk (356 Biosphärenreservate, Beteiligung von über 100 Staaten), in dem die Ergebnisse und Erfahrungen ausgetauscht und z. B. auf vergleichbare Regionen übertragen werden können. 1995 wurden die Statuten für das Netzwerk und eine neue Strategie erarbeitet („Sevilla-Strategie“). Diese Dokumente geben einen klaren Rahmen für das Programm und für einzelne Biosphärenreservate vor, z. B. sind periodische Begutachtungen und Berichtspflichten vorgesehen. In der Sevilla-Strategie werden den Staaten eine Reihe von Zielen und Empfehlungen gegeben, die mit ihrem modernen, integrativen Ansatz nicht nur eine klare Anleitung für die Gestaltung und Betreuung von Biosphärenreservaten geben, sondern auch die Brücke zur Biodiversitätskonvention schlagen. Nach Auffassung des Beirats sollten diese Möglichkeiten in Zukunft verstärkt auch für entsprechende nationale Strategien genutzt werden. Dazu gehören vor allem die Anwendung der Sevilla-Strategie und die Weiterentwicklung des Netzwerks von Biosphärenreservaten. Der Trend zu größeren, besser untereinander und mit dem Umland vernetzten und zunehmend auch länderübergreifenden Biosphärenreservaten ist sehr zu begrüßen und sollte weiter gefördert werden. Das MAB-Programm könnte als Instrument für die internationale Zusammenarbeit zum Biosphärenschutz allerdings besser genutzt werden. Da es keinen eigenen Finanzierungsmechanismus hierfür gibt, sollten die Staaten ermutigt werden, vermehrt die Möglichkeiten der GEF zu nutzen. Das weltweite Schutzgebietsnetzwerk der World Conservation Union (IUCN) und das Netzwerk der Biosphärenreservate ergänzen sich gegenseitig. Die Zusammenarbeit zwischen der Kommission für Schutzgebiete des IUCN und dem MAB-Programm sollte daher weiter vertieft werden.

K 2.4.10
Welterbekonvention als Element einer globalen Erhaltungsstrategie fördern

Das Ziel der 1972 vereinbarten Welterbekonvention der UNESCO ist der weltweite Schutz von Kultur- und Naturerbe von herausragendem Wert für die Menschheit. Die Welterbekonvention ist wichtiges Element einer globalen Erhaltungsstrategie und somit für die Umset-

zung der CBD bedeutsam. Eine Aufstockung des Welterbefonds wäre nötig, um die vielfältigen Aufgaben besser erfüllen zu können. Es sollte zusätzlich darauf hingewirkt werden, verstärkt auch GEF-Mittel für Projekte zum Schutz von Naturerbegebieten einzusetzen und Anliegen der Welterbekonvention mit den Umsetzungsmaßnahmen der CBD zu verbinden. In Deutschland wird die Welterbekonvention vor allem als Instrument für den Schutz des Kulturerbes wahrgenommen, was sich auch in der federführenden Zuständigkeit der Kultusministerien widerspiegelt. Es sollte geprüft werden, ob das Instrument auch vermehrt dafür genutzt werden sollte, das untrennbar verknüpfte Natur- und Kulturerbe im Zusammenhang zu sehen und zu schützen. In diesem Sinn könnte die Welterbekonvention auch als Baustein für die nationale Strategie zur Umsetzung der CBD Anwendung finden.

K 2.4.11
Globale Bodenkonvention entwickeln

Der Beirat hat in der Vergangenheit mehrfach darauf hingewiesen, daß die Zerstörung der Böden in der Öffentlichkeit bisher nur wenig wahrgenommen wird (WBGU, 1999a). Bodendegradation ist aber ein globales Problem. Zudem sind die Böden ein wesentliches Element der Erdsystemdynamik und damit unverzichtbar für die Erhaltung der Biosphäre (WBGU, 1994). Dieser Bedeutung ist die internationale Politik bis heute nicht gerecht geworden (Kasten E 3.3.-7). Während zum Schutz von Klima und biologischer Vielfalt globale Konventionen ausgehandelt worden sind, spricht die Desertifikationskonvention (CCD) nur einen Ausschnitt der weltweiten Bodendegradation an. Zwar ist die CCD hinsichtlich der Beitrittsmöglichkeit global ausgerichtet, ihr Geltungsbereich ist jedoch auf Trockengebiete beschränkt. Daher hat der Beirat bereits in seinem Jahresgutachten 1994 die Weiterentwicklung der Desertifikationskonvention zu einer globalen Bodenschutzkonvention empfohlen. Dies kann geschehen durch die Erweiterung der CCD, die Ausarbeitung eines Protokolls zu einer bestehenden Konvention oder die Verhandlung einer neuen Konvention. Der Vorschlag des Beirats (WBGU, 1994) wurde durch die „Tutzinger Initiative für eine Bodenkonvention“ aufgegriffen, die 1998 hierzu einen ersten Entwurf vorlegte. Der Beirat begrüßt diese neue Diskussion um die Schaffung einer globalen Bodenkonvention und empfiehlt, bodenbezogene Fragen im UNCED-Nachfolgeprozeß und insbesondere im Rahmen kommender Vertragsstaatenkonferenzen vermehrt zur Sprache zu bringen. Durch die Ermittlung potentieller Konfliktfelder und Einwände im Kreis der internationalen Gemeinschaft sollte abgeschätzt werden, welche Hindernisse bei der Umsetzung dieses Vorhabens zu erwarten sind und welche Strategien zur Schaffung einer Konvention für den globalen Bodenschutz entwickelt werden müßten.

K 2.4.12
Ressourcenschutz in der Fischereipolitik fördern

Da die anhaltenden Überkapazitäten die Hauptursache für die Überfischung der Bestände darstellen (Kap. E 3.4), empfiehlt der Beirat Maßnahmen zur Verringerung der Fischereiflotte im Rahmen des Internationalen Aktionsplans der FAO über das Management von Fangkapazitäten, bei entsprechenden Konferenzen (z. B. FAO-Ministertreffen über Fischerei, FAO-Fischereiausschuß, Tagungen des EU-Fischereirats) und bei Inkrafttreten auch im Rahmen des UN-Übereinkommens zu gebietsübergreifenden Fischbeständen und weitwandernden Arten verstärkt zu unterstützen. Der Beirat hält auch den Abbau von Subventionen für ein hierzu geeignetes Instrument.

Die unter der wissenschaftlichen Koordination des Internationalen Rats für Meeresforschung jedes Jahr vorgelegten Bewirtschaftungsanalysen für über 100 befischte Bestände des Nordatlantik sollten bei der Festsetzung der jährlichen Gesamtfangmengen (durch den EU-Fischereirat und durch die übrigen Anrainerstaaten) stärker beachtet werden. Bei Beständen, die durch Überfischung gefährdet sind, wird in diesem Rahmen der Einsatz von international anerkannten Fischereischutzzonen und Moratorien befürwortet, bis sich die betreffenden Bestände wieder erholt haben. Die Aufhebung von Moratorien sollte auf Bestandsanalysen des Internationalen Rats für Meeresforschung beruhen. Im Bereich der Aquakultur sollte die Umstellung auf umweltverträgliche, langlebige und angepaßte Formen gefördert werden. Hilfreich wäre hierbei die Entwicklung und Durchsetzung internationaler Kriterien und Kennzeichnungssysteme für eine umweltverträgliche Aquakultur. Die im FAO-Verhaltenskodex aufgestellten Grundsätze sowie die Richtlinien für deren Umsetzung liefern hierfür eine ausbaufähige Grundlage.

K 2.4.13
Koordination zwischen globalen Umweltabkommen verbessern

Um Doppelarbeit, Überschneidungen oder gar widersprüchliche Entwicklungen zu vermeiden, ist eine Koordinierung einzelner Prozesse in der globalen Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik notwendig. Beispielsweise hat es eine rechtzeitige Abstimmung zwischen der Biodiversitäts-, Desertifikations- und Klimarahmenkonvention vor der Annahme des Kyoto-Protokolls, das sich mit der Anrechnung biologischer Senken und Quellen zur Erfüllung von Reduktionsverpflichtungen zum Klimaschutz befaßt, nicht gegeben (Kap. I 3.4.3). Die

dort vorgesehenen Möglichkeiten, Aufforstung, Entwaldung und Wiederaufforstung zur Erfüllung der Minderungspflicht für den Kohlendioxidausstoß anzurechnen, sind nicht vereinbar mit dem Ziel des Klima-, Boden- und Biosphärenschutzes (WBGU, 1998b). Auch die laufenden Beratungen des zwischenstaatlichen Wälderforums (IFF) wurden nicht berücksichtigt. Der Beirat empfiehlt neben einer generellen Verbesserung des Informationsaustausches und der verstärkten Koordination zwischen den einzelnen Verhandlungsprozessen auch eine Harmonisierung des Berichtswesens innerhalb bestehender Umweltkonventionen und eine gemeinsame Indikatorenentwicklung. Insbesondere die wissenschaftlichen Ausschüsse der Vertragsstaatenkonferenzen sollten verstärkt Fragen der Überlappung mit anderen Umweltkonventionen behandeln.

K 2.4.14
Entwicklungszusammenarbeit als Instrument für den Biosphärenschutz stärken

Deutschland leistet im Rahmen seiner Entwicklungszusammenarbeit einen wichtigen Beitrag zum globalen Biosphärenschutz, indem es die Entwicklungsländer z. B. bei der Einrichtung von Nationalparks, von Umweltaktionsplänen oder bei der naturschutzorientierten ländlichen Entwicklung unterstützt. Im Rahmen des 1993 eingerichteten Sektorvorhabens „Umsetzung der CBD“ und einer Reihe anderer Vorhaben mit ähnlicher Zielsetzung (z. B. das tropenökologische Begleitprogramm und zahlreiche Projekte im Rahmen der bilateralen Zusammenarbeit) engagiert sich das BMZ direkt für die Implementierung der Ziele der CBD (Kap. I 3.5.3). Der Beirat begrüßt dieses Engagement und empfiehlt der Bundesregierung dieses Instrument auch weiterhin intensiv zu nutzen. Dabei sollten insbesondere Projekte gefördert werden, die die Inwertsetzung von Natur und damit die Strategie „Schutz durch Nutzung“ verstärkt in den Dienst einer integrierten Förderung von wirtschaftlicher Entwicklung und Schutz der Biosphäre stellen (Kap. E 3.3.3).

Die Arbeit der GTZ im Bereich der Bioprospektierung bzw. der Entwicklung internationaler Standards für den Zugang zu genetischen Ressourcen und zum Vorteilsausgleich (Kap. I 3.2.9) sowie zu Schutzsystemen für indigenes Wissen (Kap. I 3.2.10) sollte auch weiterhin fortgeführt werden, weil hierbei wichtige Ziele der CBD unterstützt werden. Zudem sollte geprüft werden, wie sich das Konzept des bioregionalen Managements mit den bestehenden Ansätzen der ländlichen Regionalentwicklung verbinden läßt (Kap. E 3.9). Schließlich sind Informationsaustausch und der Aufbau von Kapazitäten durch Technologietransfer wichtige Säulen einer internationalen Biosphärenpolitik. Daher sollte der Aufbau von eigenen Forschungseinrichtungen in den biodiversitätsreichen Ländern unterstützt und die Investitionsbereitschaft von Unternehmen entsprechend mobilisiert werden. Der Beirat empfiehlt, sich bei der Erarbeitung einer nationalen Biodiversitätsstrategie intensiv mit den Möglichkeiten eines erweiterten Technologietransfers für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt zu befassen.

Finanzierung und internationale Zusammenarbeit K 3

K 3.1
Anreizsysteme vermehrt und kombiniert einsetzen

Die CBD fordert in Art. 10 die Vertragsstaaten auf, verstärkt soziale und ökonomische Anreizmaßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biosphäre einzusetzen. Der Beirat unterstützt die mit Anreizsystemen verbundenen Informationsvorteile auf dezentraler Ebene, um ökologische Ziele möglichst effizient zu erreichen. Aufgrund der Komplexität der Problemlage sowohl hinsichtlich der ökologischen Zusammenhänge als auch hinsichtlich der Vielzahl der beteiligten Akteure, sollte eine breite Palette von Anreizinstrumenten eingeführt und kombiniert angewendet werden. Der kombinierte Einsatz von Anreizinstrumenten erfordert geeignete wissenschaftliche, technische und politische Kapazitäten.

K 3.2
Bi- und multilaterale Zusammenarbeit stärken

Deutschland engagiert sich in hohem Maß für den internationalen Biosphärenschutz und ist nach Japan und den USA drittgrößter Beitragszahler an die GEF. Auch beim naturschutzorientierten Schuldentauschhandel (Debt-for-Nature-Swaps) zählt die Bundesrepublik mit einer Förderung von etwa 200 Mio. DM jährlich international zu den Vorreitern. Mit dem Tausch von Schulden gegen Naturschutzmaßnahmen soll es den Entwicklungsländern ermöglicht werden, ihre Schuldenlast zu reduzieren und gleichzeitig Investitionen zur Erhaltung biologischer Ressourcen durchzuführen. Dieses Instrument stellt eine sinnvolle Möglichkeit zur Finanzierung von Naturschutzprojekten dar, sofern die gestellten Bedingungen akzeptiert und Kontrollen ermöglicht werden. Die Initiative der Bundesregierung zum Schuldenerlaß für die hochverschuldeten armen Entwicklungsländer („Kölner Schuldeninitiative“) wird vom Beirat ausdrücklich begrüßt, weil sie den betroffenen Ländern auch mehr Handlungsspielraum für Naturschutzmaßnahmen einräumt (Kap. I 3.5.3.2). Dennoch ist angesichts seit Jahren rückläufiger Entwicklungsleistungen der OECD-Länder bei gleichzeitig wachsendem globalen Problemdruck ein höheres finanzielles Engagement der Staatengemeinschaft unumgänglich. Mit Besorgnis stellt der Beirat fest, daß die Staatengemeinschaft weiter denn je vom 0,7%-Ziel entfernt ist. Insofern ist die bereits in früheren Gutachten empfohlene Erhöhung der Mittel für die deutsche Entwicklungszusammenarbeit auf eine Zielgröße von 1% des Bruttosozialproduktes nicht nur im Sinn der UNCED-Beschlüsse erstrebenswert und der Dringlichkeit der Probleme angemessen, sondern auch als Appell des Beirats zu verstehen, daß in diesem Bereich dringend Handlungsbedarf besteht.

K 3.3
„Naturpatenschaften“ als Instrument der Biosphärenpolitik entwickeln

Der Beirat hat im vorliegenden Gutachten durch Analyse der drei Säulen biologischer Vielfalt (Gene/Arten, Ökosysteme, globale Regelung) biologische Imperative einer Leitplankenstrategie für die Biosphäre skizziert, deren Beachtung den Mindestanspruch an „gute“ Umweltpolitik definiert. Aus diesem Ansatz ließe sich ein geographisch expliziter Katalog von Schlüsselarten, Ökosystemen und Landschaften ableiten, die es zu bewahren gilt. Man könnte hier vom „grünen Herz“ unseres Planeten sprechen, welches weiterschlagen muß.

Wie oben ausgeführt, sollten öffentliche Gelder in nicht unerheblichem Umfang für die Erreichung dieses Zweckes eingesetzt werden, wobei die volkswirtschaftlich effektivsten Instrumente zu wählen sind. Es dürfte allerdings illusorisch sein, zu erwarten, daß die Finanzierung allein über die Steuerressourcen der Nationalstaaten erfolgen könnte.Deshalb regt der Beirat an, die bereits von verschiedenen NRO (z. B. WWF) initiierten Bemühungen um die Schaffung eines privat betriebenen „Biosphärenfonds“ politisch zu unterstützen – insbesondere was die Integration zu einem weltumspannenden Konzept angeht.

Dieser Fonds ist mit dem Ziel einzurichten, verfügbare Gebiete von strategischer Bedeutung für die biologische Vielfalt der Erde, welche noch nicht unter staatliche Fürsorge gestellt sind, zu schützen (z. B. durch Flächeneinkauf oder Projektförderung) und ihre Funktionen im globalen Ökosystem sicherzustellen (Kap. I 1.4). Dies könnte z. B. durch Gründung einer geeigneten Aktiengesellschaft erfolgen, deren Anteilseigner Mitentscheidungsrechte bzw. Gewinnansprüche bei einer künftigen Nutzung (etwa im Rahmen des nachhaltigen Tourismus) erwerben würden. Es ist davon auszugehen, daß die hohe individuelle Zahlungsbereitschaft zur Bewahrung der Umwelt diese Form der „Naturpatenschaft“ zu einem wichtigen Instrument globaler Bio-

sphärenpolitik werden lassen kann. Seitens der öffentlichen Entscheidungsträger wären Überlegungen anzustellen, wie dieser Fonds subsidiär gefördert werden könnte – z. B. über die Gewährung von Steuererleichterungen für Anteilszeichner in Anerkennung des gemeinnützigen Anliegens. Solche Anregungen des Beirats mögen gegenwärtig noch utopisch erscheinen, aber die Kraft der individuellen Willensbildung zur nachhaltigen Gestaltung unserer Umwelt wird in der heraufziehenden globalen Wissensgesellschaft möglicherweise wirksamer sein als alle offiziellen Regime.

K 3.4
Ein weltweites Schutzgebietssystem ist finanzierbar

Die Finanzierung von Erhaltungsmaßnahmen für biologische Vielfalt stellt eine große Herausforderung dar: E s besteht eine erhebliche Finanzierungslücke, die insbesondere die Kompensationsleistungen für Entwicklungsländer betrifft (Kap. E 3.3.2). Neue Untersuchungen zeigen, daß ein weltweites Schutzgebietssystem, das etwa 15% der weltweiten Landfläche umfaßt (Kap. K 2.2.5), insgesamt zusätzliche ca. 38 Mrd. Mark jährlich kosten würde. Die Bereitstellung dieser Summe durch die internationale Gemeinschaft ist aber keine Unmöglichkeit. Durch geeignete Gestaltung von ökonomischen Anreizen und Abbau von Subventionen könnten diese Mittel verfügbar gemacht werden. Erste Schätzungen der weltweiten Subventionen mit schädlicher Wirkung auf die biologische Vielfalt liegen in der Größenordnung von 2.500 Mrd. Mark jährlich. Der Abbau und die teilweise Umsteuerung der Agrarsubventionen durch die Honorierung ökologischer Leistungen böte für die Erhaltung biologischer Vielfalt große Chancen.

Literatur L

Abramovitz, J. N. (1998): Taking a stand: Cultivating a new relationship with the world's forests. Worldwatch Paper 140, 1–84.

Abramovitz, J. N. und Mattoon A. T. (1999): Reorienting the forest products economy. In: Brown, L. R., Flavin, C. und French, H. (Hrsg.): State of the world 1999. A Worldwatch Institute report on progress toward a sustainable society. New York: Norton.

Acharya, R. (1995): Biodiversity prospecting. Prospects for private sector participation in the Asia-Pacific region. In: McNeely, J. (Hrsg.): Biodiversity conservation in the Asia and Pacific region. Manila: Asian Development Bank, 367–388.

Akademie der Wissenschaften (1992): Umweltstandards. Berlin: de Gruyter.

Alcamo, J., Kreileman, G. J. J., Bollen, J. C., van den Born, G. J., Gerlagh, R., Krol, M. S., Toet, A. M. C., Alward, R. D., Detling, J. K. und Milchunas, D. G. (1999): Grassland vegetation changes and nocturnal global warming. Science 283, 229–231.

Alexandratos, N. (Hrsg.) (1995): World agriculture towards 2010. A FAO Study. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

Allen-Diaz, B., Chapin, F. S., Diaz, S., Howden, M., Puigdefabregas, J. und Stafford, M. (1996): Rangelands in a changing climate: Impacts, adaptations and mitigation. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. Contributions of working group II to the second assessment report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press,131–158.

Altieri, M. A. (1995): Agroecology: The science of sustainable agriculture. Boulder: Westview Press.

Altieri, M. A. und Liebman, M. (1986): Insect, weed and plant disease management in multiple cropping systems. In: Francis, C. A. (Hrsg.): Multiple cropping systems. New York: Macmillan, 183–218.

Altieri, M. A. und Nicholls, C. I. (1999): Biodiversity, ecosystem function, and insect pest management in agricultural systems. In: Collins, W. und Qualset, C. (Hrsg.): Biodiversity in agroecosystems. Boca Raton: CRC Press, 69–84.

Altmann, I. und Low, S. (1992): Place attachment. New York: Plenum.

Alward, R. D., Deltling, J. K. und Milchunas, D. G. (1999): Grassland vegetation changes and nocturnal global warming. Science 283, 229–231.

Amy, D. J. (1987): The politics of environmental mediation. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Anonymus (1997): Easy handling for huge trawls. Fishing News International 36 (7), 24.

Anonymus (1998): Fishery statistics, capture production. FAO Fisheries Series 50. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

Arbeitskreis Heimische Orchideen Thüringen e. V. (1997): Orchideen in Thüringen. Eisenach: Druck- und Verlagshaus Frisch.

Archibold, O. W. (1995): Ecology of world vegetation. London: Chapman and Hall.

ARL - Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.) (1996): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Siedlungsentwicklung, beschlossen vom Deutschen Nationalkomitee Habitat II am 5. März 1996. Raumforschung und Raumordnung (2/3), 159–171.

Arntz, W. E. und Fahrbach, E. (1991): El Niño. Klimaexperiment der Natur. Physikalische Ursachen und biologische Folgen. Basel: Birkhäuser.

Arrigo, K. R., Robinson, D. H., Worthen, D. L., Dunbar, R. B., DiTullio, G. R., VanWoert, M. und Lizotte, M. P. (1999): Phytoplankton community structure and the drawdown of nutrients and CO_2 in the southern ocean. Science 283, 365–367.

ATSAF – Arbeitsgemeinschaft Tropische und Subtropische Agrarforschung e.V. (1996): Internationale Agrarforschung: Ernährungssicherung durch nachhaltiges Ressourcenmanagement. Bonn: ATSAF.

Auer, M. und Erdmann, K. H. (1997): Schutz und Nutzung der natürlichen Ressourcen. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt. In: Erdmann, K. H. (Hrsg.): Internationaler Naturschutz. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 97–116.

Augustin, S. und Andreae, H. (Hrsg.) (1998): Cause-effect-interrelations in forest condition. State of current knowledge. Elaborated for the UN/ECE International Co-operative Programme Forests (ICP Forests) under the auspices of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Hamburg: Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft.

Bacow, L. S. und Wheeler, M. (1984): Environmental dispute resolution. New York: Plenum Press.

Bai, C., Burgiel, S., Lavanya, R., Tiffany, P. und Wagner, L. (1999): Report of the Sixth Session of the open-ended ad hoc working group on biosafety and the first extraordinary session of the CBD conference of the parties. Ontario: IISD.

Balandrin, M. F., Kinghorn, A. D. und Farnsworth, N. R. (1993): Human medicinal agents from plants. American Chemical Society Symposium Series 534, 1–348.

Balick, J. B., Elisabetsky, E. und Laird, S. A. (1996): Medicinal resources of the tropical forest: Biodiversity and its importance to human health. New York: Columbia University Press.

Bamberg, S. und Kühnel, S. (1998): Umweltbewußtsein, situative Restriktionen und Verkehrsmittelwahl - ein zweistufiges Entscheidungsmodell. Umweltpsychologie 2 (1), 9–19.

Barbault, R. und Sastrapradja, S. (1995): Generation, maintenance, and loss of biodiversity. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 193–274.

Barber, B. (1984): Strong democracy. Berkeley: University of California Press.

Barbour, D. D. und Brown, J. H. (1974): Fish species diversity in lakes. The American Naturalist 108, 473–483.

Barel, C. D. N., van Oijen, M. P. J., Witte, F. und Witte-Mass, E. L. M. (1977): An introduction to the taxonomy and morphology of the haplochromine cichlidae from Lake Victoria. Netherlands Journal of Zoology 27, 333–389.

Bargatzky, T. (1986): Einführung in die Kulturökologie. Umwelt, Kultur und Gesellschaft. Berlin: Dietrich Reimer.

Bargatzky, T. und Kuschel, R. (Hrsg.) (1994): The invention of nature. Frankfurt/M.: Lang.

Barlow, S. M. (1996): Overview on the fishmeal industry: Ecological, commercial and future prospects. In: Möller, A. (Hrsg.): Proceedings of the Groundfish Forum, London 23.–25. Oktober 1996. Reykjavik, Island: Groundfish Forum Office.

Bärner, J. (1942): Die Nutzhölzer der Welt. Band I-III. Neudamm: Neumann.

Barnes, R. F. (1994): Sustainable development in African game parks. In: Meffe, G. K. und Caroll, C. R. (Hrsg.): Principles of conservation biology. Sunderland, Ma.: Sinauer Associates, 504–511.

L **Literatur**

Barthlott, W. und Gutmann, M. (Hrsg.) (1988): Biodiversitätsforschung in Deutschland. Potentiale und Perspektiven. Graue Reihe 11. Bad Neuenahr-Ahrweiler: Europäische Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen.

Barthlott, W. und Neinhuis, C. (1997): Purity of the sacred lotus, or escape from contamination in biological surfaces. Pianta 202 (1), 1–8.

Barthlott, W., Lauer, W. und Placke, A. (1996): Global distribution of species diversity in vascular plants: Towards a world map of phytodiversity. Erdkunde 50, 317–327.

Barthlott, W., Biedinger, N., Braun, G., Feig, F., Kier, G. und Mutke, J. (1999): Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of the global biodiversity. Acta Botanica Fennica 162, 103–110.

Basedow, T., Braun, C., Lühr, A., Naumann, J., Norgall, T. und Yanes, G. (1991): Abundanz, Biomasse und Artenzahl epigäischer Raubarthropoden auf unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Weizen- und Rübenfeldern: Unterschiede und ihre Ursachen. Ergebnisse eines dreistufigen Vergleichs in Hessen, 1985 bis 1988. Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Band 118, 87–116.

Baskin, Y. (1997): The work of nature. How the diversity of life sustains. Washington DC, Covelo: Island Press.

Bathon, H. (1997): Natürliche Fauna. Wirbellose. In: BMELF – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Heft 465: Biologische Vielfalt in Ökosystemen - Konflikt zwischen Nutzung und Erhaltung. Bonn: BMELF, 42–55.

Batjes, N. H. (1996): Development of a world data set of water retention properties using pedotransfer rules. Geoderma 71, 31–52.

Baudry, J. (1989): Interactions between agricultural and ecological systems at the landscape level. Agriculture, Ecosystems & Environment 27, 119–130.

Bauer, M. (1998): Bioregionalism: Reflecting an environmental ethic of place. Internet-Datei: http://www.mfrl.org/compages/uufbio/. Blacksburg: Blacksburg Bioregional Alliance.

Bayerl, G. (1989): Das Umweltproblem und seine Wahrnehmung in der Geschichte. In: Calließ, J., Rüsen, J. und Striegnitz, M. (Hrsg.): Mensch und Umwelt in der Geschichte Pfaffenweiler: Centaurus-Verlagsgesellschaft, 47–96.

Bayon, R. und Deere, C. (1998): Financing biodiversity conservation: The potential of environmental funds. Beitrag zum Workshop Financial Innovations for Biodiversity. Bratislava: Workshop Sekretariat.

BBR - Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.) (1999): URBAN 21. Weltkonferenz zur Zukunft der Städte. Internet-Datei: http://www.urban21.de/index.html. Bonn: BBR.

Beauchamp, T. L. und Childress, J. F. (1994): Principles of biomedical ethics. New York, Oxford: Oxford University Press.

Beck, U. (1996): Weltrisikogesellschaft, Weltöffentlichkeit und globale Subpolitik. Ökologische Fragen im Bezugsrahmen fabrizierter Unsicherheiten. In: Diekmann, A. und Jaeger, C. C. (Hrsg.): Umweltsoziologie. Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie (Sonderheft 36), 119–147.

Becker, H. (1993): Pflanzenzüchtung. Stuttgart: Ulmer.

Becker, J. (1992): Wege und Möglichkeiten einer ökologischen Stadtplanung. Hamburg: Krämer.

Becker-Soest, D. (1998a): Biodiversität - Überwindung von Unsicherheit als Vorbedingung einer zukunftsfähigen Nutzung global relevanter Ressourcen. In: Klemmer, P., Becker-Soest, D. und Wink, R. (Hrsg.): Liberale Grundrisse einer zukunftsfähigen Gesellschaft. Baden-Baden: Nomos, 463–483.

Becker-Soest, D. (1998b): Institutionelle Vielfalt zur Begrenzung von Unsicherheit. Ansatzpunkte zur Bewahrung biologischer Vielfalt in einer liberalen Wettbewerbsgesellschaft. Marburg: Metropolis.

Beerling, D. J. (1999): Long-term responses of boreal vegetation to global change: An experimental and modelling investigation. Global Change Biology 5, 55–74.

Beese, F. O. (1997): Landwirtschaft und Wald – Eine ambivalente Beziehung. Rundgespräche der Kommission Ökologie. Landwirtschaft im Konfliktfeld Ökologie-Ökonomie 13, 91–100.

Begemann, F. und Oetmann, A. (1997): Erhaltung und Bearbeitung pflanzengenetischer Ressourcen. In: Erdmann, K.-H. und Spandau, L. (Hrsg.): Naturschutz in Deutschland. Stuttgart: Ulmer, 221–240.

Begemann, F., Harrer, S. und Jiménez Krause, J. D. (Hrsg.) (1999): Dokumentations- und Informationssysteme im Bereich pflanzengenetische Ressourcen in Deutschland. Schriften zu Genetischen Ressourcen 12. Bonn: Zentralstelle für Agrardokumentation und –information (ZADI).

Begon, M., Harper, J. L. und Townsend, C. R. (1996): Ecology: Individuals, populations and communities. Oxford: Blackwell Science.

Behler, A. (1997): Monoglyceridsulfate – anionische Tenside auf Basis nachwachsender Rohstoffe. 5. Symposium Nachwachsende Rohstoffe – Perspektiven für die Chemie. Bonn: Köllen Druck und Verlag.

Behrenfeld, M. J. und Kolber, Z. S. (1999): Widespread limitation of phytoplankton in the south Pacific Ocean. Science 283, 840–843.

Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnung (1995): Umweltökonomische Gesamtrechnung – Zweite Stellungnahme des Beirats Umweltökonomische Gesamtrechnung. Bonn: Köllen.

Belovsky, G. E. (1987): Extinction models and mammalian persistence. In: Soulé, M. E. (Hrsg.): Viable populations for conservation. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 35–57.

Bender, D. (1998): Globalisierung: Risiken oder Chancen für eine nachhaltige Weltgesellschaft? Ordnungspolitische Grundlagen wohlstands- und entwicklungsfördernder weltwirtschaftlicher Standards. In: Klemmer, P., Becker-Soest, D. und Wink, R. (Hrsg.): Liberale Grundrisse einer zukunftsfähigen Gesellschaft. Baden-Baden: Nomos, 245–263.

Berkes, F., Folke, C. und Gadgil, M. (1995): Traditional ecological knowledge, biodiversity resilience and sustainability. In: Perrings, C. A., Mäler, K.-G., Folke, C., Holling, C. S. und Jansson, B.-O. (Hrsg.): Biodiversity conservation - problems and policies. Dordrecht: Kluwer, 281–299.

Berlyne, E. D. (1974): Studies in the new experimental aesthetics: Steps toward an objective psychology of aesthetic appreciation. New York: Halsted Press.

Berner, R. A., Lasaga, A. C. und Garrels, R. M. (1983): The carbonate-silicate geochemical cycle and its effects on atmospheric carbon dioxide over the past 100 million years. American Journal of Science 283, 641–683.

Berner, U. (1996): Religion und Natur: Zur Debatte über die historischen Wurzeln der ökologischen Krise. In: Kessler, H. (Hrsg.): Ökologisches Weltethos im Dialog der Kulturen und Religionen. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, 33–57.

Beyer, A. (1998): Nachhaltigkeit und Umweltbildung. Hamburg: Krämer.

Beyerlin, U. und Marauhn, T. (1997): Rechtssetzung und Rechtsdurchsetzung im Umweltvölkerrecht nach der Rio-Konferenz 1992. Berlin: Schmidt.

BfA – Bundesforschungsanstalt für Fischerei (1998): Jahresbericht 1997. Hamburg: BfA.

BfA – Bundesforschungsanstalt für Fischerei (1999): Jahresbericht 1998. Hamburg: BfA.

BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1997a): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. Bonn: BfN.

BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1997b): Biodiversität und Tourismus. Konflikte und Lösungsansätze an den Küsten der Weltmeere. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Biermann, F. (1998): Weltumweltpolitik zwischen Nord und Süd. Die neue Verhandlungsmacht der Entwicklungsländer. Baden-Baden: Nomos.

Bilderbeek, S. (1992): Biodiversity and international law. Den Haag: IOSP.

Birkeland, C. (Hrsg.) (1997): Life and death of coral reefs. New York: Chapman and Hall.

Birnbacher, D. (1991): „Natur“ als Maßstab menschlichen Handelns. Zeitschrift für Philosophische Forschung 45, 60–76.

Birnbacher, D. (1996): Landschaftsschutz und Artenschutz, Wie weit tragen utilitaristische Begründungen? In: Nutzinger, H. G. (Hrsg.): Naturschutz - Ethik - Ökonomie. Theoretische Begründungen und praktische Konsequenzen. Marburg: Metropolis, 49–71.

Birnie, P. W. (1996): The case of the convention on trade in endangered species. In: Wolfrum, R. (Hrsg.): Enforcing environmental standards: Economic mechanisms as viable means? Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 233–264.

Birnie, P. W. und Boyle, A. E. (1992): International law and the environment. Oxford: Clarendon Press.

Birzer, M., Feindt, D., Henning, P. und Spindler, E. A. (1997): Nachhaltige Stadtentwicklung. Konzepte und Projekte. Bonn: Economica.

Bisby, F. A. (1995): Characterization of biodiversity. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 21–107.

Bishop, R. C. (1978): Endangered species and uncertainty - The economics of a Safe Minimum Standard. American Journal for Agricultural Economics 60, 10–18.

Bixler, R. D. und Floyd, M. F. (1997): Nature is scary, disgusting, and uncomfortable . Environment and Behavior 29 (4), 443–467.

Bizer, K. (1997): Marktanaloge Instrumente im Natur- und Landschaftsschutz. Berlin: Analytica.

BLK – Bund-Länder-Kommission (1998): Bildung für eine nachhaltige Entwicklung. Orientierungsrahmen. Band 69. Bonn: BLK.

BMBau – Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau (Hrsg.) (1993): Dezentrale Konzentration - Neue Perspektiven der Siedlungsentwicklung in den Stadtregionen? Bonn: BMBau.

BMBau – Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau (Hrsg.) (1996): Siedlungsentwicklung und Siedlungspolitik. Nationalbericht Deutschland zur Konferenz Habitat II. Bonn: BMBau.

BMBau – Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau (Hrsg.) (1997): Zweite Konferenz der Vereinten Nationen über menschliche Siedlungen im Juni 1996 in Istanbul. Abschlußdokumente. Bonn: BMBau.

BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (1998): Bekanntmachung über die Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich der Umweltforschung: Förderaktivität „Biotop- und Artenschutz/Integrierte Naturschutzforschung“. Erhaltung von Offenlandbiotopen unter Beachtung naturschutzfachlicher Konzepte. Bonn: BMBF.

BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (1999): Forschungsprogramm „Biodiversität und Globaler Wandel“ (BIOLOG). Bonn: BMBF.

BMELF – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Bonn: BMELF.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und ZADI – Zentralstelle für Agrardokumentation und -information (Hrsg.) (1997): 4. Internationale Technische Konferenz der FAO über Pflanzengenetische Ressourcen. Schriften zu Genetischen Ressourcen. Bonn: ZADI.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Nationalbericht biologische Vielfalt. Bonn: Neusser.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999): Weltwirtschaftsgipfel vom 18.–20. Juni 1999 in Köln. Umwelt (7–8), 308–309.

BMZ – Bundesministerium für wirtschafliche Zusammenarbeit und Entwicklung (1995a): Umweltverträglichkeitsprüfung bei Vorhaben der Entwicklungszusammenarbeit. Bonn: BMZ.

BMZ – Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung. Arbeitsgruppe Ökotourismus (1995b): Ökotourismus als Instrument des Naturschutzes? Möglichkeiten zur Erhöhung der Attraktivität von Naturschutzvorhaben. München: Weltforum.

BMZ – Bundesministerium für wirtschafliche Zusammenarbeit und Entwicklung (1997): Erhaltung biologischer Vielfalt durch Naturschutz. Sektorkonzept. Bonn: BMU.

Bögeholz, S. (1999): Qualitäten primärer Naturerfahrung und ihr Zusammenhang mit Umweltwissen und Umwelthandeln. Opladen: Leske und Budrich.

Bolker, B. M., Pacala, S. W., Bazzaz, F. A., Canhams, C. D. und Levin, S. A. (1995): Species diversity and ecosystem response to carbon dioxide fertilization: Conclusions from a temperate forest model. Global Change Biology 1, 373–381.

Bolscho, D., Eulefeld, G. und Seybold, H. (1994): Bildung und Ausbildung im Umweltschutz. Band 17. Bonn: Economica.

Bonan, G. B., Pollard, D. und Thompson, S. L. (1992): Effects of boreal forest vegetation on global climate. Nature 359, 716–718.

Bond, W. J. (1983): On alpha diversity and the richness of the Cape flora: A study in southern Cape Fynbos. In: Kruger, F. J., Mitchell, D. T. und Jarvis, J. U. M. (Hrsg.): Mediterranean type ecosystems: The role of nutrients. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 337–356.

Bond, W. J. (1993): Keystone species. In: Schulze, E.-D. und Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies 99. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 237–253.

Bork, H. R., Bork, H., Dalchow, C., Faust, B. Piovr, H. P. und Schatz, T. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Gotha: Klett-Pertes.

Bosselmann, K. (1999): Aussetzung nichtheimischer Tiere und Pflanzen in Neuseeland. In: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht (Hrsg.): Die Aussetzung gebietsfremder Organismen. Recht und Praxis. Vorläufiger Endbericht. Berlin: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht, 73–139.

L Literatur

Bothe, M. (1996): The evaluation of enforcement mechanisms in international environmental law. In: Wolfrum, R. (Hrsg.): Enforcing environmental standards: Economic mechanisms as viable means? Berlin: Schmidt.

Botrell, D. G. (1979): Integrated pest management. Washington, DC: Council on Environmental Quality.

Boyd, C. E. und Clay, J. W. (1998): Shrimp aquaculture and the environment. Scientific American 278 (6), 42–49.

Brand, K.-W., Beck, U. und Hildebrandt, E. (1997): Nachhaltige Entwicklung: Eine Herausforderung an die Soziologie. Band 1. Opladen: Leske und Budrich.

Brandon, K., Redford, K. H. und Sanderson, S. E. (Hrsg.) (1998): Parks in peril. People, politics and protected areas. Washington, DC, Covelo: Island Press.

Branstrator, D. K. und Mwebaza-Ndawula, L. (1998): Low-oxygen tolerance of the atyid prawn *Cardinia nilotica* in Lake Victoria (East Africa): Implications for refuge from nile perch predation. In: Lehman, J. T. (Hrsg.): Environmental change and response in East African lakes. Dordrecht: Kluwer, 125–134.

Braun, W. (1991): Auswirkungen abgestufter Intensitäten im Pflanzenbau auf die Ausprägung von Acker-Wildpflanzengesellschaften. Landwirtschaftliches Jahrbuch 68 (3), 312–335.

Bridgewater, P. B. und Cresswell, I. D. (1998): The reality of the world network of biosphere reserves: Its relevance for the implementation of the Convention on Biological Diversity. In: IUCN – The World Conservation Union (Hrsg.): Biosphere reserves: Myth or reality? Proceedings of a workshop at the 1996 IUCN World Concervation Congress. Montreal, Gland, Cambridge: IUCN, 1–6.

Bright, C. (1998): Life out of bounds. Bioinvasion in a borderless world. New York, London: Norton.

Broecker, W. S. und Denton, G. H (1990): Ursache der Vereisungszyklen. Heidelberg, Berlin: Spektrum.

Bromley, D. W. (1994): Economic dimensions of community-based conservation. In: Western, D. und Wright, R. M. (Hrsg.): Natural connections - perspectives in community-based conservation. Washington, DC, Covelo, Ca.: Island Press, 428–447.

Brown, A. D. H. (1989): Core collections: A practical approach to genetic resources management. Genome 31 (2), 818–824.

Brown, A. H. D., Marshall, D. R., Frankel, O. H. und Williams, J. T. (Hrsg.) (1989): The use of plant genetic resources. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Brown, J. H. (1989): Patterns, modes and extents of invasions by vertabrates. In: Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmánek, M. und Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions: A global perspective. Chichester, New York: Wiley, 85–109.

Brown, K. C. (1995): Animals, plants and micro-organisms introduced to the British Isles – Phase I. Contractual Report PECD7/8/60.

Bruenig, J. (1991): Tropical forest report. Bonn: Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ).

Brüggemeier, F. -J. (1998): Tschernobyl, 26. April 1986. Die ökologische Herausforderung. Reihe: 20 Tage im 20. Jahrhundert. München: dtv.

Brush, S. B. (1995): *In situ* conservation of lanraces in centers of crop diversity. Crop Science 35, 346–354.

Bryant, D., Burke, L., McManus, M. und Spalding, M. (1998): Reefs at risk. A map-based indicator of threats to the world's coral reefs. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

BUND – Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland und Misereor (Hrsg.) (1997): Zukunftsfähiges Deutschland – ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt und Entwicklung. Basel, Boston, Berlin: Birkhäuser.

Burns, T. R. und Überhorst, R. (1988): Creative democracy: Systematic conflict resolution and policymaking in a world of high science and technology. New York: Praeger.

Burschel, P. (1995): Wald - Forstwirtschaft und globale Ökologie. Forstwissenschaftliches Centralblatt 114, 80–96.

Burtraw, D. und Portney, P. (1991): Environmental policy in the United States. In: Helm, D. (Hrsg.): Economic policy towards the environment. Oxford, New York: Blackwell, 289–320.

Busch, W. (1884): Maler Klecksel. München: Braun&Schneider.

Buyer, J. S. und Kaufman, D. D. (1997): Microbial diversity in the rhizosphere of corn grown under conventional and low-input systems. Applied Soil Ecology 5 (1), 21–27.

Caldecott, J. O. (1994): Priorities for conserving global species richness and endemism. Cambridge, UK: World Conservation Press.

Callicott, J. B. (1989): On the intrinsic value of nonhuman species. In: Callicott, J. B. (Hrsg.): In defense of the land ethics. Essay in environmental philosophy. New York: State University of New York Press, 129–155.

Callow, J. A., Ford-Lloyd, B. V. und Newbury, H. J. (1997): Overview. In: Callow, J. A., Ford-Lloyd, B. V. und Newbury, H. J. (Hrsg.): Biotechnology and plant genetic resources. Conservation and use. Wallingford: CAB International, 1–8.

Campfire Association – Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources Association (1999): Sustainable rural development: Driven by Campfire. Internet-Datei: http://campfire-zimbabwe.org/facts_02.htm. Simbabwe: Campfire.

Cansier, D. (1996): Umweltökonomie. Stuttgart: UTB.

Cao, M. und Woodward, F. I. (1998): Net primary and ecosystem production and carbon stocks of terrestrial ecosystems and their responses to climate change. Global Change Biology 4, 185–198.

Carlton, J. T. (1996): Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. Biological Conservation 78, 97–106.

Cassel-Gintz, M. (1997): GIS-gestützte Identifizierung und Modellierung anthropogen verursachter, typischer Schädigungsmuster des Globalen Wandels. In: Dollinger, F. und Strobl, J. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX - Salzburger Geographische Materialien, Heft 26. Selbstverlag des Instituts für Geographie der Universität Salzburg, 135–150.

Cassel-Gintz, M., Lass, W., Petschel-Held, G., Reusswig, F., Moldenhauer, O. und Woth, K. (1999): Vernetzung von Bio- und Anthroposphäre: Das Beispiel des Raubbau-Syndroms. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Catizzone, M., Larsson, T.-B. und Svensson, L. (Hrsg.) (1998): Understanding biodiversity. A research agenda prepared by the European Working Group on Research and Biodiversity (EW-GRB). Brüssel: Europäische Kommission, DG 12.

Cesar, H. (1996): Economic analysis of Indonesian coral reefs. Unveröffentlichtes Manuskript. Washington, DC: World Bank.

Chang, T. T. (1989): The case for large collections. In: Brown, A. H. D., Marshall, D. R., Frankel, O. H. und Williams, J. T. (Hrsg.) (1989): The use of plant genetic resources. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 123–135.

Chapin, F. S. III und Shaver, G. R. (1996): Physiological and growth response of arctic plants to a field experiment simulating climatic change. Ecology 77, 822–840.

Charney, J. G. (1975): Dynamics of deserts and drought in the Sahel. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 101, 193–202.

Chichilnisky, G. (1997): Development and global finance: The case for an International Bank for Environmental Settlement. New York: UNDP Office of Development Studies.

Chisholm, S. und Morel, F. (Hrsg) (1991): What controls phytoplankton production in nutrient-rich areas of the open sea? Limnology and Oceanography 36 (8), 1507–1959.

Ciriacy-Wantrup, S. V. (1968): Resource conservation - economics and policies. Berkeley: University of California.

CITES - Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (1997): Protected species. Internet-Datei: http://www.wcmc.org.uk/CITES/english/species.htm. Genf: CITES.

Clark, A. M. (1992): The need for new antifungal drugs. In: Renandez, P. V. (Hrsg.): New approaches for antifungal drugs. Boston: Birkhäuser, 1–19.

Claupein, W. (1994): Möglichkeiten und Grenzen der Extensivierung im Ackerbau. Göttingen: Triade.

Claussen, M. (1994): On coupling global biome models with climate models. Climate Research 4, 203–221.

Claussen, M. (1998): On multiple solutions of the atmosphere-vegetation system in present-day climate. Global Change Biology 4, 549–559.

Claussen, M. und Cramer, W. (1998): Veränderungen der globalen Vegetation. In: Graßl, H., Lozan, J. L. und Hupfer, P. (Hrsg): Warnsignal Klima. Das Klima des 21. Jahrhunderts. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 265–268.

Claussen, M., Brovkin, V., Ganopolski, A. Kubatzki, C. und Petoukhov, V. (1998): Modelling global terrestrial vegetation-climate interaction. Phil Trans. Royal Society London B (353), 53–63.

Cleveland, D. A., Soleri, D. und Smith, S. E. (1994): Do folk varieties have a role in sustainable agriculture? BioScience 44 (11), 740–751.

Clout, M. N., und Lowe, S. J. (1996): Reducing the impacts of invasive species on global diversity: The role of the IUCN Invasive Species Specialist Group. In: Sandlund, O. T., Schei, P. J. und Viken, A. (Hrsg.): Norway/UN Conference on Alien Species. Trondheim: Directorate for Nature Management, Norwegian Institute for Nature Research, 34–39.

Coale, K. H., Johnson, K. S., Fitzwater, S. E., Gordon, R. M., Tanner, S., Chavez, F. P., Ferioli, L., Sakamoto, C., Rogers, P., Millero, F., Steinberg, P., Nightingale, P., Cooper, D., Cochlan, W. P., Landry, M. R., Constantinou, J., Rollwagen, G., Trasvina, A. und Kudela, R. (1996): A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization in the equatorial Pacific Ocean. Nature 383, 495–501.

Coale, K. H., Johnson, K. S., Fitzwater, S. E., Blain, S. P. G., Stanton, T. P. und Coley, T. L. (1998): IronEx-I, an *in situ* iron-enrichment experiment: Experimental design, implementation and results. Deep-Sea Research. Part II: Topical Studies in Oceanography 45 (6), 919–945.

Cochrane, M. und Schulze, M. D. (1999): Fire as a current event in tropical forests of the Eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass and species composition. Biotropica 31, 2–16.

Coghlan, A., Concar, D. und MacKenzie, D. (1999): Frankenfears. New Scientist (20. Februar). Internet-Datei: http://www.newscientist.com/nsplus/insight/gmworld/gmfood/gmnews63.html .

Cohen, A. N. und Carlton, J. T. (1995): Biological study: Non indigenous aquatic species in a United States estuary: A case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. Washington, DC: US Fish and Wildlife Service.

Cohen, W. B., Harmon, M. E., Wallin, D. O. und Fiorella, M. (1996): Two decades of carbon flux from forests of the Pacific Northwest. Bioscience 46, 836–844.

Collins, H. P., Rasmussen, P. E. und Douglas, C. L. (1992): Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. SSSA Journal 56, 783–788.

Collins, W. und Qualset, C. (Hrsg.) (1999): Biodiversity in agroecosystems. Boca Raton: CRC Press.

Commission on Global Governance (1994): Our global neighbourhood. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Common, M. und Perrings, C. (1992): Towards an ecological economics of sustainability. Ecological Economics 6, 7–34.

Concar, D. (1999): Dispatches from the killing fields. New Scientist (27. März). Internet-Datei: http://www.newscientist.com/nsplus/insight/gmworld/gmfood/gmnews65.html.

Conway, W. (1992): Können Technologien zur Arterhaltung beitragen? In: Wilson, E. O. (Hrsg.): Ende der biologischen Vielfalt? Heidelberg, Berlin: Spektrum, 287–292.

Costanza, R, d'Arge, R., Degroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. und Vandenbelt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387 (6630), 253–260.

Couzin, J. (1999): Landscape changes make regional climate run hot and cold. Science 283, 317–318.

Cragg, G. M. und Boyd, M. R. (1996): Drug discovery and development at the National Cancer Institute: The role of natural products of plant origin. In: Balick J. B., Elisabetsky, E. und Laird, S. A. (Hrsg.): Medicinal resources of the tropical forest: Biodiversity and its importance to human health. New York: Columbia University Press, 101–136.

Cragg, G. M., Newman, D. J. und Snader, K. M. (1997): Natural products in drug discovery and development. Journal of Natural Products 60 (1), 52–60.

Cramer von Laue, O. (1997): Regionalentwicklung im Biosphärenreservat Rhön im Spannungsfeld zwischen Bevölkerung und Experten. Frankfurter Geographische Hefte. Band 62. Frankfurt/M.: Frankfurter Geographische Gesellschaft.

Cramer, W. und Leemans, R. (1992): The IIASA database for mean monthly values of temperature, precipitation and cloudiness of a global terrestrial Grid. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F. I., Prentice, C., Betts, R. A., Brovkin, V., Cox, P. M., Fisher, V., Foley, J. A., Friend, A. D., Kucharik, C., Lomas, M. R., Ramankutty, N., Sitch, S., Smith, B., White, A. und Young-Molling, C. (1999a): Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO_2 and climate change: Results from six dynamic global vegetation models. Global Change Biology (eingereicht).

Cramer, W., Kicklighter, D. W., Bondeau, A., Moore III, B., Churkina, G., Nemry, B., Ruimy, A., Schloss A. L. und Teilnehmer der „Potsdam NPP Model Intercomparison" (1999b): Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Overview and key results. Global Change Biology 5 (Suppl. 1), 1–15.

Crawley, M. J. (1997): Biodiversity. In: Crawley, M. J. (Hrsg.): Plant ecology. Oxford: Blackwell Science, 595–632.

CREO – Committee on Recently Extinct Organisms (1999):

L **Literatur**

CREO Website. Internet-Datei: http://www.creo.org/. New York: CREO.

Crooks, J. und Soulé, M. E. (1996): Reducing the impacts of invasive species on global diversity: The role of the IUCN Invasive Species Specialist Group. In: Sandlund, O. T., Schei, P. J. und Viken, A. (Hrsg.): Norway/UN Conference on Alien Species. Trondheim: Conference Secretariat, 39–46.

Crowley, T. J. (1996): Remembrance of things past: Greenhouse lessons from the geologic record. Consequences 2 (1), 2–13.

Daily, G. C. (1997a): Introduction: What are ecosystem services? In: Daily, G. C. (Hrsg.): Nature's services - societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC, Covelo, Ca.: Island Press, 1–10.

Daily, G. C. (Hrsg.) (1997b): Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems. Washington DC, Covelo, Ca.: Island Press.

Dangschat, J. S. (1997): Sustainable City – Nachhaltige Zukunft für Stadtgesellschaften? In: Brand, K.-W. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung. Eine Herausforderung an die Soziologie. Opladen: Leske und Budrich, 169–191.

Darwin, C. (1859): The origin of species by means of natural selection. London: Murray.

Dasmann, R. F. (1988): Toward a biosphere consciousness. In: Worster, D. (Hrsg.): The ends of the Earth: Perspectives on modern environmental history. Cambridge: Cambridge University Press, 277–288.

Davis, A. J., Jenkinson, L. S., Lawton, J. H., Shorrocks, B. und Wood, S. (1998): Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. Nature 391 (6669), 783–786.

Dawson, D. (1994): Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of scientific evidence. English Nature Research Report 94. Peterborough, UK: English Nature.

de Groot, R. (1992): Functions of nature. Groningen: Wolters-Noordhoff.

de Haan, G. (1998): Wissen-Bewußtsein-Handeln? Umweltbewußtsein und Umwelthandeln bei Kindern und Jugendlichen. Berlin: Forschungsgruppe Umweltbildung der Freien Universität Berlin.

de Haan, G., Jungk, D. und Kutt, K. (1997): Umweltbildung als Innovation. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

de Klemm, C. (1993): Guidelines for legislation to implement CITES. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

Dederer, H.-G. (1998): Gentechnikrecht im Wettbewerb der Systeme. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Demsetz, H. (1967): Toward a theory of property rights. American Economic Review 57, 347–359.

Denman, K., Hofmann, E. und Marchant, H. (1996): Marine biotic responses to environmental change and feedbacks to climate. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1996a): Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Contributions of Working Group I to the Second Assessment Report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 483–516.

Devall, B. und Sessions, G. (1984): Deep ecology: Living as if nature mattered. Layton/Utah: Peregrine Smith Press.

di Castri, F. (1990): On invading species and invaded ecosystems: The interplay of historical chance and biological necessity. In: di Castri, F., Hansen, A. J. und Debussche, M. (Hrsg.): Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. Dordrecht: Kluwer, 3–16.

di Castri, F. (1996): Biodiversity. In: UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Hrsg.): World Science Report 1996. Paris: UNESCO, 242–252.

Diamond, J. M. (1988): Red books or green lists? Nature 332, 304–305.

Diamond, J. M. (1998): Arm und Reich. Das Schicksal menschlicher Gesellschaften. Frankfurt/M.: Fischer.

Dickson, B. (1997): CITES in Harare: A review of the tenth Conference of the Parties. Colorado Journal of International Environmental Law and Policy (Yearbook), 55–66.

Diederichsen, A. (1996): Coriander (*Coriandrum sativum L.*): Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops. Rom: IPGRI.

Diem, A. (1993): Kahlschlag in den Wäldern Britisch-Kolumbiens. AFZ 4, 169–173.

Dierssen, K. und Wöhler, K. (1997): Reflexionen über das Naturbild von Naturschützern und das Wissenschaftsbild von Ökologen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6, 151–162.

DIFU – Deutsches Institut für Urbanistik (1997): Seminardokumentation „Forum Stadtökologie“. Band 1–8. Berlin: DIFU.

Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P. und Ledec, G. (1995): A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. Washington, DC: Weltbank und World Wildlife Fund (WWF).

Diversitas (1998): Diversitas: An international programme of biodiversity science. Internet-Datei http://www.icsu.org/DIVERSITAS/. Paris: UNESCO. Diversitas-Sekretariat.

Djerassi, C. (1990): Steroids made it possible. Washington, DC: American Chemical Society.

Dobson, A. P., Bradshaw, A. D. und Baker, A. J. M. (1997): Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. Science 277, 515–522.

Dömpke, S., Gündling, L. und Unger, J. (1996): Schutz und Nutzung biologischer Vielfalt und die Rechte indigener Völker. Bonn: Forum Umwelt & Entwicklung.

Döring, T. (1998): Möglichkeiten der Dezentralisierung im Bereich globaler Umweltprobleme - Das Beispiel des Natur- und Artenschutzes in Deutschland. In: Renner, A. und Hinterberger, F. (Hrsg.): Zukunftsfähigkeit und Neoliberalismus. Zur Vereinbarkeit von Umweltschutz und Wettbewerbswirtschaft. Baden-Baden: Nomos, 425–441.

Doyle, U. (1999): Alien organisms in Germany - Results of a conference at the Federal Environmental Agency in March, 1998. In: UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Alien organisms in Germany. Berlin: UBA, 1–9.

Drake, J. A., Mooney, H. A., die Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J. Rijmanek, M. und Willianson, P. (1989): Biological invasion - a global perspective. Chichester: Wiley.

Dryzek J. S. (1990): Discursive democracy. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Dubinsky, Z. und Stambler, N. (1996): Marine pollution and coral reefs. Global Change Biology 2, 511–526.

Ducklow, H. und Fasham, M. (1999): Joint Global Ocean Flux Study. Presentation on the Second IGBP Congress: Towards a Synthesis of a Decade of Global Change Research. Shonan Japan, 7.-13. Mai 1999. Stockholm: International Geosphere Biosphere Programme (IGBP).

Dudley, N., Jeanrenaud, J. -P. und Sullivan, F. (1996): Bad harvest? The timber trade and the degradation of the world's forests. London: Earthscan.

Dünckmann, F. und Wehrhahn, R. (1998): Naturschutz im brasilianischen Küstenregenwald. Konzepte und Konflikte. Geographische Rundschau 50 (5), 299–305.

Dunlap, R. E. (1994): International attitudes towards environment and development. In: Bergesen, H. O. und Parman, G. (Hrsg.): Green globe yearbook of international cooperation on environment and development. New York, Oxford: Oxford University Press, 115–126.

Duvick, D. N. (1984): Genetic diversity in major farm crops on the farm and in reserve. Economic Botany 38, 161–178.

Ebenhard, T. (1999): The Global Taxonomy Initiative. In: Korn, H. und Stadler, J. (Hrsg.): Report on the expert meeting in preparation of the fourth meeting of SBSTTA, April 13–15, 1999. BfN-Skripten Nr. 7. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 17–24.

ECB – Enzyclopaedia Britannica (1997): Encyclopaedia Britannica. CD Version 97.

ECETOC – European Centre for Ecotoxicology (1994): Ammonia emissions to air in Western Europe. Brüssel: European Centre for Ecotoxicology.

Eckmann, R. (1995): Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. Ecology of Freshwater Fish 4, 62–69.

Ehleringer, J. R., Cerling, T. E. und Helliker, B. R. (1997): C_4 photosynthesis, atmospheric CO_2, and climate. Oecologia 112, 285–299.

Ehrlich, P. und Ehrlich, A. H. (1981): Extinction. The causes and consequences of the disappearance of species. New York: Random House.

Eichberg, H. (1983): Stimmung über der Heide - Vom romantischen Blick zur Kolonisierung des Raumes. In: Großklaus, G. und Oldemeyer, E. (Hrsg.): Natur als Gegenwelt - Beiträge zur Kulturgeschichte der Natur. Karlsruhe: Karlsruher kulturwissenschaftliche Arbeiten, 197–234.

Eigner, S. und Schmuck, P. (1998): Biographische Interviews mit Umwelt- und Naturschützern. Umweltpsychologie 2 (2), 42–53.

Ellison, J. C. (1994): Mangrove retreat with rising sea level, Bermuda. Estuarine, Coastal and Shelf Science 37, 75–87.

Eltahir, E. A. B. (1998): A soil moisture-rainfall feedback mechanism. Theory and observations. Water Resources Research 34 (4), 765–776.

Engelhardt, W. (1997): Das Ende der Artenvielfalt: Aussterben und Ausrottung von Tieren. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Enquête-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ (1990): Schutz der Erdatmosphäre. Eine internationale Herausforderung. Bonn: Economica.

Enquête-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ (1994): Schutz der Grünen Erde. Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder. Dritter Bericht der Enquête-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des 12. Deutschen Bundestages. Bonn: Economica.

Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht. Bonn: Enquête-Kommission.

Environment Canada (1998): Learning about biodiversity: A first look at the theory and practice of biodiversity education, awareness and training in Canada. Ontario: Public Works and Government Services Canada.

Epprecht, T. (1998): Gentechnik und Haftpflichtversicherung. Zürich: Schweizerische Rückversicherungsgesellschaft.

Erdmann, K. H. und Spandau, L. (Hrsg.) (1997): Naturschutz in Deutschland. Stuttgart: Ulmer.

Erdmann, K.-H. (1997): Biosphärenreservate der UNESCO: Schutz der Natur durch eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. In: Erdmann, K.-H. und Spandau, L. (Hrsg.): Naturschutz in Deutschland. Strategien, Lösungen, Perspektiven. Stuttgart: Ulmer, 51–69.

ESCTC – European Sustainable Cities & Towns Campaign (Hrsg.) (1994): Charta der Europäischen Städte und Gemeinden auf dem Weg zur Zukunftsbeständigkeit (Charta von Aalborg). Brüssel: ESCTC.

Esquinas-Alcazar, J. T. (1996): Conservation and use of genetic resources for food and agriculture. Paper presented at the 50th Anniversary of the United Nations and the Italian contribution toward the realization of the „Earth Charta“ Rom: CNEL.

Esser, G. (1993): Eingriffe der Landwirtschaft in den Kohlenstoffkreislauf: Studie A für die Enquête-Kommission des Deutschen Bundestages „Schutz der Erdatmosphäre“. Gießen: Wissenschaftlicher Fachverlag.

Europäische Kommission (1996): Eurobarometer Nr. 46. Brüssel: INRA.

European Commission (1998): Research on the socio-economic aspects of environmental change. Project Reports. Summary results (1992–96). Luxembourg: European Commission.

Ewel, J. J., Mazzarino, M. J. und Berish, C. W. (1991): Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure. Ecological Applications 1 (3), 289–302.

FAO – Food and Agriculture Organization (1993): Agriculture. Towards 2010. Twenty-seventh session of the Food and Agriculture Organization. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1996a): World Food Summit. Technical background documents. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1996b): State of the world’s plant genetic resources. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1996c): Global plan of action for the conservation and sustainable utilization of plant genetic resources for food and agriculture. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1997a): FAOSTAT Statistics Database. Internet-Datei http://www.fao.org. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1997b): State of the world’s forests 1997. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1998a): FAO and the Biosafety Protocol to the Convention on Biological Diversity. Internet-Datei: www.fao.org/waicent/faoinfo. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1998b): FAOSTAT Statistics Database. Internet-Datei http://www.fao.org. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1998c): The state of world fisheries and aquaculture. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1998d): Fishery statistics, capture production. FAO Fisheries Series 50, 678.

FAO – Food and Agriculture Organization (1998e): Aquaculture production statistics 1987–1996. FAO Fisheries Circular 815, Revision 10, 197.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999a): Background papers FAO/Netherlands Conference on the Multifunctional Character of Agriculture and Land. 12.–18. September 1999. Internet-Datei: http://fao.org/mfcal. Rom: FAO.

L **Literatur**

FAO – Food and Agriculture Organization (1999b): State of the world's forests 1999. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999c): Biotechnology. Item 7 of The Provisional Agenda. Committee on Agriculture. Fifteenth session, Rome, 25.–29. January 1999. Internet-Datei: http://fao.org/unfao/bodies/COAGCOAG15/x 0074E.html. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999d): Statistics by year of introduction. Internet-Datei: http://www.fao. org/WAICENT/FAOINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/sta_year .htm. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999e): Statistics on establishment in the wild. Internet-Datei: http://www.fao. org/WAICENT/FAOINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/sta_esta .htm. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999f): The importance for aquaculture. Internet-Datei: http://www.fao. org/WAICENT/FAOINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/imp_aq ua.htm. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999g): Statistics by introducer. Internet-Datei: http://www.fao.org/WAICENT/FA-OINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/sta_intr.htm. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999h): Statistics on socio-economic effects. Internet-Datei: http://www.fao. org/WAICENT/FAOINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/sta_soci .htm. Rom: FAO.

FAO – Food and Agriculture Organization (1999i): Statistics on ecological effects. Internet-Datei: http://www.fao.org/ WAICENT/FAOINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/sta_ecol.ht m. Rom: FAO.

Farnsworth, E. G., Tidrick, T. H., Jordan, C. F. und Smathers, W. B. (1981): The value of ecosystems: An economic and ecological framework. Environmental Conservation 8, 275–282.

FAS - Foreign Agricultural Service (1999): Current world market and trade reports. Internet-Datei: http://www.fas.usda.gov.

Fearnside, P. M. (1997): Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. Climatic Change 35 (3), 321–360.

Feindt, P. H. (1997): Nachhaltigkeit, Urbanität, Identität und Partizipation. In: Birzer, M., Feindt, P. H. und Spindler, E. A. (Hrsg.): Nachhaltige Stadtentwicklung. Konzepte und Projekte. Bonn: Economica, 38–47.

Feinsilver, J. M. (1996): Introduction. In: PAHO (Hrsg.): Executive summaries of papers presented at the PAHO/IICA symposium on biodiversity, biotechnology, and sustainable development in health and agriculture emerging emotions. Washington, DC: PAHO Scientific Publications (560), vii–xi.

Fietkau, H.-J. (1984): Bedingungen ökologischen Handelns. Gesellschaftliche Aufgaben der Umweltpsychologie. Weinheim: Beltz.

Fietkau, H.-J. (1991): Psychologische Ansätze zu Mediationsverfahren im Umweltschutz. Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin (WZB).

Fiorino, D. (1990): Citizen participation and environmental risk: A survey of institutional mechanisms. Science, Technology, and Human Values 15 (2), 226–243.

Fisahn, A. (1999): Legal regulations concerning the release of alien species in comparison to those on genetically modified organisms. Berlin: UBA.

Fisahn, A. und Winter, G. (1999): Die Aussetzung gebietsfremder Organismen: Zusammenfassung und Reformüberlegungen. In: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht (Hrsg.): Die Aussetzung gebietsfremder Organismen. Recht und Praxis. Vorläufiger Endbericht. Berlin: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht, 201–228.

Fischer, G. und Heilig, G. K. (1998): Poulation momentum and the demand on land and water resources. In: Greenland, G., Gregory, P. und Nye, P. H. (Hrsg.): Land resources: On the edge the Malthusian precipice? Wallingford, London: CAB International und Royal Society.

Fischer-Kowalski, M. und Weisz, H. (1998): Gesellschaft als Verzahnung materieller und symbolischer Welten. In: Brand, K.-W. (Hrsg.): Soziologie und Natur - Theoretische Perspektiven. Opladen: Leske und Budrich, 145–172.

Fischhoff, B., Lichtenstein, S., Slovic, P., Derby, S. C. und Keeney, R. (1982): Acceptable risk. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Fisher, A. C. und Krutilla, J. V. (1974): Valuing long run ecological consequences and irreversibilities. Journal of Environmental Economics and Management 1, 96–108.

Fitzharris, B. B. (1996): The cryosphere: Changes and their impacts. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. Contributions of working group II to the second assessment report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 241–265.

Flaig, H. und Mohr, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf. Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina 70 (289), 5–168.

Flowers, T. J. und Yeo, A. R. (1995): Breeding for salinity resistance in crop plants: Where next? Australian Journal of Plant Physiology 22, 875–884.

Flury-Kleubler, P. und Gutscher, H. (1996): Rote und blaue Listen im Naturschutz - Wie verändert Information über bedrohte Arten den Umgang mit ökologischen Problemen? Zürich: Psychologisches Institut der Universität Zürich. Abteilung Sozialpsychologie.

Folch, R. (1996): Biodiversity in urban and peri-urban zones. In: di Castri, F. und Younès, T. (Hrsg.): Biodiversity, science and development. Towards a new partnership. Wallingford: CAB International, 539–542.

Foley, J. A., Kutzbach, J. E., Coe, M. T. und Levis, S. (1994): Feedbacks between climate and boreal forests during the holocene epoch. Nature 371, 52–54.

Foley, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Levis, S., Pollard, D., Sitch, S. und Haxeltine, A. (1996): An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance, and vegetation dynamics. Global Biogeochemical Cycles 10 (4), 603–628.

Forum Umwelt & Entwicklung (Hrsg.) (1996): Habitat II. Die 2. Weltsiedlungskonferenz Istanbul 1996. Ein Leitfaden. Bonn: Forum Umwelt & Entwicklung.

Fraedrich, K., Kleidon, A. und Lunkeit, F. (1999): A green planet versus a desert world: Estimating the maximum effect of vegetation on the atmosphere. Journal of Climatology (eingereicht).

Fragoso, C., Brown, G. G., Patron, J. C., Blanchart, E., Lavelle, P., Pashanasi, B., Senapati, B. und Kumar, T. (1997): Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics - The role of earthworms. Applied Soil Ecology 6 (1), 17–35.

Francis, C. A. (1986): Multiple cropping systems. New York: Macmillan.

Franck, S., Block, A., von Bloh, W., Bounama, C. H., Schellnhuber, H.-J. und Svirezhev, Y. (1998): Drastic reduction of biosphere lifespan as a consequence of geodynamics. Tellus (eingereicht).

Frankel, O. H. (1970): Genetic conservation in perspective. In: Frankel, O. H. und Bennett, E. (Hrsg.): Genetic resources in plants - their exploration and conservation. IBP Handbook 11. Oxford: Blackwell.

Frankel, O. H. (1983): The place of management in conservation. In: Schonewald-Cox, C., Chambers, S. M. und MacBride, B. (Hrsg.): Genetics and conservation. California: Benjamin Cummings.

Frankel, O. H. und Brown, A. H. D. (1984): Plant genetic resources today: A critical appraisal. In: Holden, J. H. W. und Williams, J. T. (Hrsg.): Crop genetic resources: Conservation and evaluation. London: Allen & Unwin, 249–257.

Frankel, O. H., Brown, A. H. D. und Burdon, J. J. (1995): The conservation of plant biodiversity. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Frankena, W. K. (1963): Ethics. Englewood Cliffs: Prentice Hall.

Freiburg, S. (1998): Die Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Bundesrepublik Deutschland auf der Basis europarechtlicher Vorgaben: Eine Studie zur Setzung lebensraumbezogener Regelungen der Flora-Fauna-Habitat- und der Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft. Bayreuth: PCO.

Friebe, B. und Henke, W. (1992): Regenwürmer und deren Abbauleistung bei abnehmender Bearbeitungsintensität. In: Friebe, B. (Hrsg.): Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. - Beiträge zum 3. Symposium in Gießen. Niederkleen: Wissenschaftlicher Fachverlag Dr. Fleck, 139–145.

Friedrich-Ebert-Stiftung (1997): Shrimp-Aquakulturen. Ökologische, soziale und menschenrechtliche Folgen. Düsseldorf: satz und druck.

Frohne, D. und Jensen, U. (1998): Systematik des Pflanzenreichs. Unter besonderer Berücksichtigung chemischer Merkmale und pflanzlicher Drogen. Stuttgart, Jena, New York: Fischer.

Fromm, O. (1997): Möglichkeiten und Grenzen einer ökonomischen Bewertung des Ökosystems Boden. Frankfurt/M.: Lang.

Fromm, O. (1999): Ecological structure and functions of biodiversity as element of its total economic value. Environmental and Resource Economics (im Druck).

Fryer, G. (1960): Concerning the proposed introduction of Nile perch into Lake Victoria. East African Journal of Agriculture 26, 195–201.

Fuhrer, U. und Wölfing, S. (1997): Von den sozialen Grundlagen des Umweltbewußtseins zum verantwortlichen Umwelthandeln. Die sozialpsychologische Dimension globaler Umweltproblematik. Bern: Huber.

Fürst, D. (1995): Ökologisch orientierte Umsteuerung in Landkreisen durch Regionalmanagement. Raumforschung und Raumordnung 4, 253–259.

Gadgil, M. (1999): Forging an alliance of formal and folk ecological knowledge. Vortrag bei World Conference on Science, 26.6.–1.7.1999. Budapest, Ungarn. Unveröffentlichtes Manuskript.

Galert, T. (1998): Biodiversität als Problem der Naturethik. Literaturreview und Bibliographie. Graue Reihe Nr. 12. Bad Neuenahr-Ahrweiler: Europäische Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen.

Gardner, G. T. und Stern, P. C. (1996): Environmental problems and human behavior. Boston: Allyn & Bacon.

Gareis-Grahmann, F. J. (1993): Landschaftsbild und Umweltverträglichkeitsprüfung: Analyse, Prognose und Bewertung des Schutzgutes „Landschaft“ nach dem UVPG (Band A 132). Berlin: Schmidt.

Gaston, K. J. und Spicer, J. I. (1998): Biodiversity: An introduction. Oxford: Blackwell Science.

Gebhard, U. (1993): Natur in der Stadt - Psychologische Randnotizen zur Stadtökologie. In: Sukopp, H. und Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Stuttgart: Fischer, 97–112.

Gehlen, A. (1940): Der Mensch: Seine Natur und seine Stellung in der Welt. Berlin: Junker und Dünnhaupt.

Geisendorf, S., Gronemann, S. und Hampicke, U. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfaßbarkeit und Wertmessung. Berlin: Schmidt.

Geiter, O. (1999): What are neozoans? Terminology and definitions. In: UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Alien organisms in Germany. Berlin: UBA, 37–43.

Geller, E. S. (1989): Applied behavior analysis and social marketing: An integration for environmental preservation. Journal of Social Issues 45 (1), 17–36.

Geller, E. S. (1995): Actively caring for the environment. An integration of behaviorism and humanism. Environment and Behavior 27 (2), 184–195.

Gerecke, U. (1998): Soziale Ordnung in der modernen Gesellschaft. Tübingen: Mohr.

Gereffi, G. (1983): The pharmaceutical industry and development in the Third World. New Jersey: Princeton University Press.

Gethmann, C. F. (1991): Ethische Aspekte des Handelns unter Risiko. In: Lutz-Bachmann, M. (Hrsg.): Freiheit und Verantwortung. Berlin: de Gruyter, 152–169.

Gethmann, C. F. (1998): Rationale Technikfolgenbeurteilung. In: Grundwald, A. (Hrsg.): Rationale Technikfolgenbeurteilung. Konzepte und methodische Grundlagen. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1–7.

Gettkant, A., Simonis, U. E. und Suplie, J. (1997): Biopolitik für die Zukunft. Policy Papers 4, 2–11.

Gieskes, W. W., Kraay, G. W., Nontji, A., Setiapermana, D. und Sutomo, F. (1990): Monsoonal differences in primary production in the eastern Banda Sea (Indonesia). Netherlands Journal of Sea Research 25, 473–483.

Giller, K. E., Beare, M. H., Lavelle, P., Izac, A. M. N. und Swift, M. J. (1997): Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. Applied Soil Ecology 6 (1), 3–16.

Ginzky, H. (1998): Die rechtliche Regulierung des Ausbringens nichtheimischer Tiere und Pflanzen in die Umwelt. Länderstudie Deutschland einschließlich Vorgaben des internationalen EG-Rechts. In: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht (Hrsg.): Die Aussetzung gebietsfremder Organismen. Recht und Praxis. Vorläufiger Endbericht. Berlin: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht, 4–67.

Gitay, H., Wilson, J. B. und Lee, W. G. (1996): Species redundancy: A redundant concept? Journal of Ecology 84, 121–124.

Glaeser, B. (1992): Natur in der Krise? Ein kulturelles Mißverständnis. GAIA 1, 195–203.

Gleitsmann, R.-J. (1989): Und immer wieder starben die Wälder: Ökosystem Wald, Waldnutzung und Energiewirtschaft in der Geschichte. In: Calließ, J., Rüsen, J. und Striegnitz, M. (Hrsg.): Mensch und Umwelt in der Geschichte. Pfaffenweiler: Centaurus-Verlagsgesellschaft, 175–204.

Glowka, L. und de Klemm, C. (1996): International instruments,

processes, organizations and non-indigenous species introductions: Is a protocol to the Convention on Biological Diversity necessary? In: Sandlund, O. T., Schei, P. J. und Viken, A. (Hrsg.): Norway/UN Conference on Alien Species. Trondheim: Conference Secretariat, 47–52.

Glynn, P. W. (1990): Coral mortality and disturbances to coral reefs in the tropical eastern Pacific. In: Glynn, P. W. (Hrsg.): Global ecological consequences of the 1982–83 El-Niño-Southern Oscillation. Elsevier Oceanography Series 52, 55–126.

Glynn, P. W. (1993): Coral reef bleaching: Ecological perspectives. Coral Reefs 12, 1–17.

Glynn, P. W. (1996): Coral reef bleaching: Facts, hypothesis, and implications. Global Change Biology 2, 495–509.

Glynn, P. W. und de Weerdt, W. H. (1991): Elimination of two reef-building hydrocorals following the 1982–83 El Niño warming event. Science 253, 69–71.

Glynn, P. W., Howard, L. S., Corcoran, E. und Freaet, A. D. (1984): The occurrence and toxicity of herbicides in reef-building corals. Marine Pollution Bulletin 15, 370–374.

Gobierno de Costa Rica (1990): Estrategia para el Desarrollo Institucional de la Reserva de La Biosfera „La Amistad“. San José: Ministerio de Recursos Naturales, Energia y Minas, Ministerio de Planificacion Nacional y Politica Economica, Conservacion Internacional y la Organisacion de los Estados Americanos.

Godbold, D. L. und Hüttermann, A. (Hrsg.) (1994): Effects of acid rain on forest processes. New York: Wiley-Liss.

Goldschmidt, T. (1997): Darwins Traumsee. Nachrichten von meiner Forschungsreise nach Afrika. München: Beck.

Goldschmidt, T., Witte, F. und de Visser, J. (1990): Ecological segregation in zooplanktivorous haplochromine species (*Pisces, Cichlidae*) from Lake Victoria. Oikos 58, 343–355.

Gollasch, S. und Dammer, M. (1996): Nicht-heimische Organismen in Nord- und Ostsee. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. und Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Landsberg: Ecomed, 97–104.

Gollasch, S., Dammer, M., Lenz, J. und Andres, H. G. (1995): Non-indigenous organisms introduced via ships into German waters. ICES-CM-1995, O 13.

Gollin, D. und Smale, M. (1999): Valuing genetic diversity: Crop plants and agroecosystems. In: Collins, W. und Qualset, C. (Hrsg.): Biodiversity in agroecosystems. Boca Raton: CRC Press, 237–265.

Gollin, M. A. (1993): An intellectual property rights framework for biodiversity prospecting. In: Reid, W. V. (Hrsg.): Biodiversity prospecting: Using genetic resources for sustainable development. Washington, DC: World Resources Institute (WRI), 159–199.

Goreau, T. F. (1964): Mass expulsion of zooxanthellae from Jamaican reef communities after Hurricane Flora. Science 25, 59–65.

Goulden, M. L., Wofsy, S. C., Harden, J. W., Trumbore, S. E., Crill, P. M., Gower, S. T., Fries, T., Daube, B. C., Fan, S.-M., Sutton, D. J., Bazzaz, A. und Munger, J. W. (1998): Sensitivity of boreal forest carbon balance to soil thaw. Science 279, 214–217.

Goulder, L. und Kennedy, D. (1997): Valuing ecosystem services: Philosophical bases and empirical methods. In: Daily, G. C. (Hrsg.): Nature's services - societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC, Covelo, Ca.: Island Press, 23–47.

Goulding, M. (1990): The flooded forest. London: Sterling Publishing.

Goulding, M. (1993): Die Überschwemmungswälder im Amazonasbecken. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

GRAIN – Genetic Resources Action International (1994): International transfer of GMOs. The need for a Biosafety Protocol. Publication of GRAIN presented on the occasion of the 2nd session of the Intergovernmental Committee on the CBD. Barcelona: GRAIN.

Graßl, H. (1999): Wetterwende. Vision: Globaler Klimaschutz. Frankfurt/M., New-York: Campus.

Graumann, C.-F. und Kruse, L. (1990): The environment: Social construction and psychological problems. In: Himmelweit, H. T. und Gaskell, G. (Hrsg.): Societal psychology. Newbury Park: Sage, 212–229.

Gray, J. (1998): Report of the tenth meeting of the conference of the parties to CITES. Internet-Datei: http://www.traffic.org/factfile/cop10/cop10_01.html. TRAFFIC International. Trade Records Analysis of Flora and Fauna in Commerce International.

Graziano, K. M. (1996): Biosafety protocol: Recommendations to ensure the safety of the environment. Colorado Journal of International Environmental Law & Policy 7, 179–211.

Grebe, R. und Bauernschmitt, G. (1995): Biosphärenreservat Rhön. Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung. Radebeul: Neumann.

Greenpeace (1998): Ancient forests. Greenpeace Forest Campaign. Internet-Datei: http://www.greenpeace.org/~forests/ancient.html. Amsterdam: Greenpeace.

Gregg jr., W. P. (1991): MAB biosphere reserves and conservation of traditional land use systems. In: Oldfield, M. L. und Alcorn, J. B. (Hrsg.): Biodiversity. Culture, conservation and ecodevelopment. Boulder, Co.: Westview Press, 274–294.

Grime, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. Chichester, New York: Wiley.

Grime, J. P. (1997): Biodiversity and ecosystem function: The debate deepens. Science 277, 1260–1261.

Grimm, U. (1996): Schutz und nachhaltige Nutzung von jagdbaren Wildtieren in Simbabwe. Natur und Landschaft 71, 512–516.

Grimm, V. und Wissel, C. (1997): Babel, or the ecological stability discussions: An inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. Oecologia 109, 323–334.

Groeteke, M. (1998): Die hölzernen Wunder. Papernews 1998, 14–15.

Grove, R. H. (1994): Die Anfänge des Umweltbewußtseins. Spektrum der Wissenschaft. Digest: Umwelt - Wirtschaft, 6–11.

Gruehn, D. und Kenneweg, H. (1998): Berücksichtigung der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege in der Flächennutzungsplanung. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Grünwald, J. (1998): The emerging role of herbal medicine in health care in Europe. Drug Information Journal 32, 151–153.

GTZ – Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (1997): Vorhaben des Projektes „Tropenökologische Forschung“. Eine Übersicht derzeitiger Vorhaben. Eschborn: GTZ und Tropenökologisches Begleitprogramm (TÖB).

Guarino, L. (1995): Secondary sources on cultures and indigenous knowledge. In: Guarino, L., Rao, R. V. und Reid, R. (Hrsg.): Collecting plant genetic diversity: Technical guidelines. Wallingford: CAB International.

Gunderson, L. H., Holling, C. S. und Light, S. S. (Hrsg.) (1994): The renewal of ecosystems: Bridges and barriers. New York: Columbia University Press.

Gündling, L. (1998): Das Biosafety-Protokoll im Rahmen der Konvention über die Biologische Vielfalt. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Gutman, G., Ohring, G. und Joseph, J. H. (1984): Interaction between the geobotanic state and climate: A suggested approach and a test with a zonal model. Journal of Atmospheric Science 41 (18), 2663–2678.

Haarmann, K. und Pretscher, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 39.

Haas, P. M., Keohane, R. O., und Levy, M. A. (Hrsg.) (1993): Institutions for the Earth. Sources of effective international environmental protection. Cambridge, UK: The MIT Press.

Haber, W. (1971): Landschaftspflege durch differenzierte Bodennutzung. Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch 48 (Sonderheft 1), 19–35.

Haber, W. (1972): Grundsätze einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. Innere Kolonisation 21, 294–298.

Haber, W. (1986): Umweltschutz – Landwirtschaft – Boden. Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 10, 19–26.

Haber, W. (1993): Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes. Bonn: Economica.

Haber, W. (1998): Das Konzept der differenzierten Landnutzung - Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Entwicklung. In: BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland - Tagungsband zum Fachgespräch. Bonn: BMU, 57–64.

Habermas, J. (1971): Vorbereitende Bemerkungen zu einer Theorie der kommunikativen Kompetenz. In: Habermas, J. und Luhmann, N. (Hrsg.): Theorie der Gesellschaft oder Sozialtechnologie. Was leistet die Systemforschung? Frankfurt/M.: Suhrkamp, 101–141.

Habermas, J. (1981): Theorie des kommunikativen Handelns. Frankfurt/M.: Suhrkamp.

Habermas, J. (1992): Faktizität und Geltung. Beiträge zur Diskurstheorie des Rechts und des modernen Rechtsstaates. Frankfurt/M.: Suhrkamp.

Häckel, H. (1990): Meteorologie. Stuttgart: Ulmer.

Hall, M. A. (1996): On bycatches. Reviews in Fish Biology and Fisheries 6, 319–352.

Haller, M. (1990): Risiko-Management und Risiko-Dialog. In: Schüz, M. (Hrsg.): Risiko und Wagnis. Die Herausforderung der industriellen Welt. Band 1. Pfullingen: Neske, 229–236.

Hamilton, S. H., Juvik, J. O. und Scatena, F. N. (1993): Tropical montane cloud forests. Honolulu: East-West Center.

Hamilton, W. D. und Lenton, T. M. (1998): Spora and Gaia: How microbes fly with their clouds. Ethology Ecology & Evolution 10, 1–16.

Hammer, K. (1998): Agrarbiodiversität und pflanzengenetische Ressourcen. Schriften zu genetischen Ressourcen. Band 10. Bonn: Zentralstelle für Agrardokumentation und -information (ZADI).

Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart: UTB.

Hannah, L., Lohse, D., Hutchinson, C., Carr, J. L. und Lankerani, A. (1994): A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. Ambio 23, 246–250.

Hansell, R. I. C., Malcolm, J. R., Welch, H., Jefferies, R. L. und Scott, P. A. (1998): Atmospheric change and biodiversity in the Arctic. Environmental Monitoring and Assessment 49 (2–3), 303–325.

Hansen, F. (31.3.1999): Sanft heilen, aber hart räubern. Die Zeit, 32.

Harborne, J. B. (1995): Ökologische Biochemie. Eine Einführung. Heidelberg, Berlin: Spektrum.

Hardin, G. (1968): The tragedy of the commons. Science 162 (3859), 1243–1248.

Harlan, H. V. und Martini, M. L. (1938): The effect of natural selection in a mixture of barley varieties. Journal of Agricultural Research 57, 189–199.

Harlan, J. R. (1971): Agricultural origins: Centers and non-centers. Science 174, 468–474.

Harlan, J. R. und de Wet, F. (1971): Towards a rational classification of cultivated plants. Taxon 20, 509–517.

Hawkins, B. A. (1994): Pattern and process in host-parasitoid interactions. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Hawksworth, D. L. (1995): The resource base for biodiversity assessments. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 545–607.

Hawksworth, D. L. und Kalin-Arroyo, M. T. (1995): Magnitude and distribution of biodiversity. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 107–193.

Hawksworth, D. L., Kirk, P. M. und Dextre Clarke, S. (Hrsg.) (1997): Biodiversity information: Needs and options. Wallingford: CAB International.

HEAR – Hawaiian Ecosystem at Risk Project (1998): The alien species problem in Hawaii. Internet-Datei: http://www.hear.org. Hawaii: Hawaiian Ecosystem at Risk Project.

Hecky, R. E. (1993): The entrophication of Lake Victoria. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 25, 39–48.

Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.-D., Siamantziouras, A.-S. D., Spehn, E., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S. und Lawton, J. H. (1999): Plant diversity and productivity in European grasslands. Science 286, 1123–1127.

Hegerl, G. C., von Storch, H., Hasselmann, K., Santer, B. D., Cubasch, U. und Jones, P. D. (1994): Detecting anthropogenic climate change with an optimal fingerprint method. Hamburg: MPI für Meteorologie.

Heidinger, F. (9.7.1998): Zuflucht Wildnis. Manuskript zur Fernsehsendung der ARD. Hamburg: ARD.

Heiland, S. (1992): Naturverständnis - Dimensionen des menschlichen Naturbezuges. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Heilig, G. (1994): Neglected dimensions of global land-use change: Reflections and data. Population and Development Review 20 (4), 831–859.

Heisey, P. W. und Brennan, J. (1991): An analytical model of farmers demand for replacement sed. American Journal of Agricultural Economy 73, 44–52.

Heisey, P., Smale, M., Byerlee, D. und Souza, E. (1997): Wheat rusts and the costs of genetic diversity in the Punjab of Pakistan. American Journal of Agricultural Economy 79, 726–737.

Heister, J. (1997): Ökologie und Marktwirtschaft: Eckpunkte einer zukunftsorientierten Umweltpolitik. Kieler Diskussionsbeiträge 291. Kiel: Institut für Weltwirtschaft.

L **Literatur**

Henderson-Sellers, A. (1993): Continental vegetation as a dynamic component of a global climate model: A preliminary assessment. Climatic Change 23, 337–377.

Hendrix, P. F., Crossley, D. A., Blair, J. M. und Coleman, D. C. (1989): Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: Edwards, C. A., Lal, R., Madden, P., Miller, R. H. und House, G. (Hrsg.): Sustainable agricultural systems. Ankeny: Soil Water Conservation Society, 637–654.

Henne, G. (1998): Genetische Vielfalt als Ressource. Die Regelung ihrer Nutzung. Baden-Baden: Nomos.

Henningsen, M. (1998a): Ökonomische Chancen-Risiko-Abwägung der Gentechnik für global relevante gentechnologische Entwicklungszweige. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Henningsen, M. (1998b): Risiken der Freisetzung transgener Pflanzen: Die unbeabsichtigte Verbreitung transgener Eigenschaften durch Gentransfer. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Henry, G. H. R. (1997): The International Tundra Experiment (ITEX): Short-term responses of tundra plants to experimental warming. Global Change Biology 3 (Supplement 1).

Herdendorf, C. E. (1990): Distribution of the world‘s large lakes. In: Tilzer, M. M. und Serruya, C. (Hrsg.): Large lakes. Ecological structure and function. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 3–38.

Herkendell, J. und Pretzsch, J. (Hrsg.) (1995): Die Wälder der Erde. Bestandsaufnahme und Perspektiven. München: Beck.

Herzog-Schröder, G. (1991): Natur, Naturvolk und unsere Sehnsucht nach dem Ursprung. Politische Ökologie (24), 43–45.

Heydemann, B. (1980): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz. Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege 30, 15–83.

Heydemann, B. (1981): Wie groß müssen Flächen für den Arten- und Ökosystemschutz sein? Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege ABN 31, 21–51.

Heywood, V. H. (1993): Broadening the basis of plant resource conservation. In: Gustafson, J. P., Appels, R. und Raven, P. (Hrsg.): Gene conservation and exploitation. 20th stadler genetics symposium. New York, London: Plenum Press, 1–13.

Heywood, V. H. (1997): Information needs in biodiversity assessments: From genes to ecosystems. In: Hawksworth, D. L., Kirk, P. M. und Dextre Clarke, S. (Hrsg.): Biodiversity information: Needs and options. Wallingford: CAB International, 5–20.

Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.) (1995): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Hoegh-Guldberg, O. (1999): Climate change, coral bleaching and the future of the world’s coral reefs. Marine and Fresh-water Research (im Druck).

Hoegh-Guldberg, O. und Smith, G. J. (1989): The effect of sudden changes in temperature, light and salinity on the population density and export of zooxanthellae from reef coral *Stylophora pistillata Esper* and *Seriatopora hystrix Dana* . Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 129, 279–303.

Höschle-Zeledon, I. (1996): Monokulturen und nicht erneuerbare Ressourcen im Pflanzenschutz-Service. Projekt. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ).

Holling, C. S. (Hrsg.) (1978): Adaptive environmental assessment and management. Chichester, New York: Wiley.

Holling, C. S. (1994): Investing in research for sustainability. Environmental Applications 3 (4), 552–555.

Holling, C. S., Schindler, D. W., Walker, B. und Roughgarden, J. (1995): Biodiversity in the functioning of ecosystems and ecological synthesis. In: Perring, C., Maler, K. G., Folke, C., Holling, C. S. und Jansson, B. O. (Hrsg.): Biodiversity loss. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 44–83.

Holtzman, J. und Lehman, J. T. (1998): Role of apatite weathering in the eutrophication of Lake Victoria. In: Lehman, J. T. (Hrsg.): Environmental change and response in East African lakes. Dordrecht: Kluwer, 89–98.

Holz, B. und Kaule, G. (1995): Status-Quo-Analyse über den Stand der Forschung im Biotop- und Artenschutz in den alten und neuen Bundesländern zur Ableitung des aktuellen Forschungsbedarfs. Stuttgart: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie.

Homburg, A. und Matthies, E. (1998): Umweltpsychologie, Umweltkrise, Gesellschaft und Individuum. Weinheim, München: Juventa.

Hooper, D. U. und Vitousek, P. M. (1997): The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. Science 277, 1302–1305.

Hörmann, G. und Chmielewski, M. (1998): Auswirkungen auf Landwirtschaft und Forstwirtschaft. In: Graßl, H., Lozan, J. L. und Hupfer, P. (Hrsg): Warnsignal Klima. Das Klima des 21. Jahrhunderts. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 325–333.

Houghton, R. A., Davidson, E. A. und Woodwell, G. M. (1998): Missing sinks, feedbacks, and understanding the role of terrestrial ecosystems in the global carbon balance. Global Biogeochemical Cycles 12 (1), 25–34.

Howe, H. F. und Westley, L. C. (1997): Ecology of pollination and seed dispersal. In: Crawley, M. J. (Hrsg.): Plant ecology. Oxford: Blackwell Science, 262–283.

Hubig, C. (1993): Technik- und Wissenschaftsethik. Ein Leitfaden. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Hubold, G. (1994): Maßnahmenkatalog für eine ausgewogenere und rationellere Bewirtschaftung der von der deutschen Fischerei genutzten Fischereiressourcen im EG Meer. Informationen der Fischwirtschaft 41 (1), 3–18.

Hubold, G. (1997): Pro und Kontra Industriefischerei. Informationen der Fischwirtschaft 44 (4), 135–138.

Hubold, G. (1999a): Nachhaltige Entwicklung in der Hochseefischerei. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Hubold, G. (1999b): Perspektiven für eine nachhaltige Befischung der Meere. Stralsund: Meer und Museum.

Hunter, D., Salzman, J. und Durwood, Z. (1998): International environmental law and policy. New York: Foundation Press.

Hupfer, P. und Schönwiese, C. D. (1998): Zur beobachteten Klimaentwicklung im 19. und 20. Jahrhundert: Gefahr im Verzug? In: Graßl, H., Lozán, J. L. und Hupfer, P. (Hrsg.): Das Klima des 21. Jahrhunderts. Warnsignal Klima. Mehr Klimaschutz – weniger Risiken für die Zukunft. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 99–113.

Huston, M. A. (1993): Biological diversity, soils, and economics. Science 262, 1676–1680.

Huston, M. A. (1997): Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. Oecologia 110, 449–460.

Hüttl, R. F. und Semmerl, H. (1998): Forschungsförderung in den USA. Forschung & Lehre 4, 180–183.

Idso, S. B. (1995): CO_2 and the biosphere: The incredible legacy of the industrial revolution. Minnesota: Kuehnast.

IMO – International Maritime Organization (1998): Assembly Resolution 868 (20) „Guidelines for the control and management of ship's ballast water to minimize the transfer of harmful aquatic organisms and pathogens“. Genf: IMO.

International Coral Reef Initiative Framework for Action (1995): Internet-Datei: http://oral.aoml.noaa.gov/icri/icri_frame.html.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1992): Climate Change 1992. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1995): Climate change 1994. Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1996a): Climate change 1995. The science of climate change. Contribution of working group I to the second assessment report. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1996b): Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. Contributions of Working Group II to the second assessment report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Ipsen, K. (1990): Völkerrecht. Ein Studienbuch. München: Beck.

IUCN – The World Conservation Union (1993): Parks for life: Report of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas. Gland: IUCN.

IUCN – The World Conservation Union (1994a): Guidelines for protected area management categories. Gland, Cambridge: IUCN Commission on National Parks and Protected Areas und World Conservation Monitoring Centre (WCMC).

IUCN – The World Conservation Union (1994b): IUCN Red List categories. Gland: IUCN.

IUCN – The World Conservation Union (1998a): 1997 United Nations list of protected areas. Prepared by WCMC and WCPA. Gland, Cambridge, UK: IUCN.

IUCN – The World Conservation Union (1998b): Biosphere reserves – myth or reality? Proceedings of a workshop at the 1996 IUCN World Conservation Congress, Montreal, Canada. Gland, Cambridge, UK: IUCN.

IUCN-RSC – The World Conservation Union RSC – Re-introduction Specialist Group (1995): IUCN/SSC guidelines for re-introductions. Internet-Datei: http://www.rbgkew.org.uk/conservation/ RSGguidelines.html. Nairobi: IUCN-RSC.

IWÖ – Institut für Wirtschaft und Ökologie und IFOK – Institut für Organisationskommunikation (Hrsg.) (1998): Institutionelle Reformen für eine Politik der Nachhaltigkeit. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Jacob, M. (1995): Biotechnology and drug firms farm bioproducts from the sea. Genetic Engineering News (March), 15.

Jäger, E. J. (1988): Möglichkeiten und Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. Flora 180, 101–131.

Jahn, T. und Wehling, P. (1998): Gesellschaftliche Naturverhältnisse – Konturen eines theoretischen Konzeptes. In: Brand, K.-W. (Hrsg.): Soziologie und Natur – Theoretische Perspektiven. Opladen: Leske und Budrich, 75–96.

James, A. N., Gaston, K. J. und Balmford, A. (1999): Balancing the Earth’s accounts. Nature 401, 323–324.

Jameson, S. und Smith, D. (1997): Coral reef management on the Red Sea Riviera. Proceedings of Coastal Zone 2, 784–786.

Jedicke, E. (1997): Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Stuttgart: Ulmer.

Jepma, C. J. (1995): Tropical deforestation. A socio-economic approach. London: Earthscan.

Jischa, M. F. (1993): Herausforderung Zukunft. Technischer Fortschritt und ökologische Perspektiven. Heidelberg, Berlin: Spektrum.

Johnson, E. A. und Gutsell, S. L. (1994): Fire-frequency models, methods and interpretations. In: Begon, M. und Fitter, A. H. (Hrsg.): Advances in ecological research. Band 25. New York: Academic Press, 239–287.

Johnson, K. H., Vogt, K. A., Clark, H. J., Schmitz, O. J. und Vogt, D. J. (1996): Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. Trends in Ecology and Evolution 11 (9), 272–277.

Johnson, N. C. (1995): Biodiversity in the balance: Approaches to setting geographic conservation priorities. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

Johnson, N. C., Tilman, D. und Wedin, C. (1992): Plant and soil control on mycorrhizal fungal communities. Ecology 73, 2034–2042.

Jokiel, P. L. und Coles, S. L. (1990): Response of Hawaiian and other Indo-Pacific reef corals to elevated temperature. Coral Reefs 8, 155–162.

Jordan III, W. R. (1992): Ökologische Restauration: Ein halbes Jahrhundert Erfahrungen mit dem Arboretum der University of Wisconsin in Madison. In: Wilson, E. O. (Hrsg.): Ende der biologischen Vielfalt? Heidelberg, Berlin: Spektrum, 335–340.

Jugendwerk der Deutschen Shell (Hrsg.) (1997): Jugend ’97. Opladen: Leske und Budrich.

Kahn, J. R. und McDonald, J. A. (1995): Third-world debt and tropical deforestation. Ecological Economics 12 (2), xy–zz.

Kaplan, R. und Kaplan, S. (1989): The experience of nature: A psychological perspective. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Kaplan, S. (1995): The restorative benefits of nature: Toward an integrative framework. Journal of Environmental Psychology 15, 169–182.

Karger, C. R. und Wiedemann, P. M. (1994a): Fallstricke und Stolpersteine in Aushandlungsprozessen. In: Claus, F. und Wiedemann, P. M. (Hrsg.): Umweltkonflikte: Vermittlungsverfahren zu ihrer Lösung. Taunusstein: Blottner, 195–214.

Karger, C. R. und Wiedemann, P. M. (1994b): Wahrnehmung von Umweltproblemen. Natur und Landschaft 69 (1), 3–8.

Karger, C. R. und Wiedemann, P. M. (1998): Kognitive und affektive Determinanten der intuitiven Risikobewertung von Umweltrisiken. Arbeiten zur Risikokommunikation. Jülich: Forschungszentrum Jülich.

Karl, H. (1998): Induziert föderalistische Umweltpolitik ein Wettbewerbsversagen? In: Renner, A. und Hinterberger, F. (Hrsg.): Zukunftsfähigkeit und Neoliberalismus. Zur Vereinbarkeit von Umweltschutz und Wettbewerbswirtschaft. Baden-Baden: Nomos, 407–423.

Karl, H. und Orwat, C. (1998): Economic aspects of environmental labelling. In: Folmer, H. und Tietenberg, T. (Hrsg.): The international yearbook of environmental and resource economics. Northampton, Mass.: Edward Elgar Pub.

Karl, H. und Ranné, O. (1997): Öko-Dumping. Ein stichhaltiges Argument für ökologische Ausgleichzölle? WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium 26, 284–289.

L Literatur

Kasperson, R. E. (1986): Six propositions for public participation and their relevance for risk communication. Risk Analysis 6 (3), 275–281.

Kastenholz, H. G., Erdmann, K.-H. und Wolff, M. (1996): Nachhaltige Entwicklung. Zukunftschancen für Mensch und Umwelt. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Kaufman, L. und Dayton, P. (1997): Impacts of marine resources extraction on ecosystem services and sustainability. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. Gretchen Daily, 275.

Kaufmann, L. S. (1992): Catastrophic change in a species-rich freshwater ecosystem: The lessons from Lake Victoria. Bio-science 42, 846–858.

Kaunzinger, C. M. K. und Morin, P. J. (1988): Productivity controls foodchain properties in microbial communities. Nature 395, 495–497.

Keeling, C. D. (1994): A study of the abundance of $^{13}C/^{12}C$ ration of atmospheric carbon dioxid and oceanic carbon in relation to the global carbon cycle. In: Riches, M. R. (Hrsg.): Global change research: Summaries of research in FY 1994. Washington, DC: US Department of Energy, 109–110.

Keeling, C. D. und Whorf, T. P. (1999): Atmospheric CO_2 records from sites in the SIO air sampling network. Oak Ridge, Tenn.: Carbon Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory.

Keil, R. (1998): Better natures, better cities. Städtische Umweltbewegungen in den Global Cities Toronto und Los Angeles. Vortrag gehalten an der Universität Dortmund, Fakultät Raumplanung am 29.1.1998. Dortmund: Universität Dortmund.

Kelleher, G. und Bleakley, C. (1994): Coastal marine protected areas. In: McNeely, J. A., Harrison, J. und Dingwall, P. (Hrsg.): Protecting nature - regional reviews of protected areas. Gland, Cambridge, UK: The World Conservation Union (IUCN), 29–42.

Kelly, K. (1994): Out of control: The rise of neo-biological civilization. Addison: Wesley.

Kemp, R. (1985): Planning, political hearings, and the politics of discourse. In: Forester, J. (Hrsg.): Critical theory and public life. Cambridge, UK: The MIT Press, 177–201.

Kennedy, A. C. (1995): Soil microbiological diversity in agricultural systems. In: Oseen, R., Francis, C. und Kaffka, S. (Hrsg.): Exploring the role of diversity in sustainable agriculture. Madison, WI: American Society of Agronomy (ASA).

Kennedy, A. C. (1999): Microbial diversity in agroecosystem quality. In: Collins, W. und Qualset, C. (Hrsg.): Biodiversity in agroecosystems. Boca Raton: CRC Press.

Khush, G. S. und Beachell, H. M. (1972): Breeding for disease resistance at IRRI. In: IRRI – International Rice Research Institute (Hrsg.): Rice Breeding. Manila: IRRI, 302–322.

Kienast, F., Wildi, O. und Brzeziecki, B. (1998): Potential impacts of climate change on species richness in mountain forests – an ecological risk assessment. Biological Conservation 83, 291–305.

Kilham, P. (1990): Ecology of Melosira species in the Great Lakes of Africa. In: Tilzer, M. M. und Serruya, C. (Hrsg.): Large lakes, ecological structure and function. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 414–427.

Kinzelbach, R. (1998): Neozoen: Nutzen, Schaden, Naturschutzstrategien. In: UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Die rechtliche Regulierung nichtheimischer Organismen im Vergleich zu gentechnisch veränderten Organismen. Ergebnisse eines Arbeitsgespräches am 5. und 6. März 1998. Berlin: Umweltbundesamt (UBA), 62–70.

Kirchgässner, G. (1998): Umweltpolitik in neuem Rahmen, Ökologisches Wirtschaften 2, 12–13.

Kirschbaum, M. U. F. und Fischlin, A. (1996): Climate change impacts on forests. In: IPCC – Interngovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate Change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. Contributions of working group II to the Second Assessment Report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 95–129.

Kirschbaum, M. U. F., Medlyn, B. E., King, D. A., Pongracic, S., Murty, D., Keith, H., Khanna, P. K., Snowdon, P. und Raison, R. J. (1998): Modelling forest-growth response to increasing CO_2 concentration in relation to various factors affecting nutrient supply. Global Change Biology, 4(1), 23–41.

Kiss, A. (1990): Living with wildlife – wildlife resource management with local participation in Africa. Washington, DC: The World Bank.

Klee, R. und Berck, K.-H. (1993): Anregungsfaktoren für Handeln im Natur- und Umweltschutz. In: Eulefeld, G. (Hrsg.): Studien zur Umwelterziehung. Kiel: IPN, 73–82.

Kleidon, A. und Heimann, M. (1998): Optimised rooting depth and its impacts on the simulated climate of an atmospheric General Circulation Model. Geophysical Research Letters 25 (3), 345–348.

Kleidon, A., Fraedrich, K. und Heimann, M. (1999): A green planet versus a desert world: Estimating the maximum effect of vegetation on the land surface climate. Climatic Change 51 (im Druck).

Klemmer, P. und Wink, R. (1998): Internationale Umweltpolitik. Von weltweiten Verteilungskonflikten zur gemeinsamen Problemlösung. In: Klemmer, P., Becker-Soest, D. und Wink, R. (Hrsg.): Liberale Grundrisse einer zukunftsfähigen Gesellschaft. Baden-Baden: Nomos, 393–407.

Kleppel, G. S., Dodge, R. E. und Reese, C. J. (1989): Changes in pigmentation associated with the bleaching of stony corals. Limnology and Oceanography 34, 1331–1335.

Kloepfer, M. (1998): Umweltrecht. München: Beck.

Knappe, A. (1998): Kreative Demokratie und ökologische Raumplanung am Beispiel Toronto. Dortmund 1998. Arbeitspapier des Fachgebietes Soziologische Grundlagen der Raumplanung der Fakultät Raumplanung. Dortmund: Universität Dortmund.

Knaus, A. und Renn, O. (1998): Den Gipfel vor Augen. Unterwegs in eine nachhaltige Zukunft. Marburg: Metropolis.

Knerr, B. (1991): The impact of biotechnologies and protection on the world sugar market. Oxford Agrarian Studies 19 (2), 105–125.

Knill, C. (1998): Liberalisierung und Umweltschutz, Ökologisches Wirtschaften 2, 13–15.

Knirsch, J. (1993): Stellungnahmen der Sachverständigen zu dem Fragenkatalog (KDrs 12/8) für die öffentliche Anhörung am 16./17. März. Bonn: Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt".

Knörzer, D., Kühnel, U., Theodoropoulos, K. und Reif, A. (1995): Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in Südwestdeutschland mit besonderer Rücksicht der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*). In: Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W. und Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Nichtheimische Pflanzenarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg: ecomed, 67–82.

Kock, K. H. (1999): Der Zustand der Kleinwalbestände in der Nordsee. In: BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BML – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, BfA – Bundesanstalt für Fischerei und UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Schritte zur Integration von Fischerei- und Umweltpolitik. Workshop Hamburg 21.–22.4.1998. Bonn, Berlin: BMU, BML, BfA und UBA, 1–141.

Kogan, M. und Lattin, J. D. (1993): Insect conservation and pest management. Biodiversity & Conservation 2 (3), 242–257.

Kohlhepp, G. (1987): Amazonien. In: Beck, H. und Sträßer, M. (Hrsg.): Problemräume der Welt. Deubner: Köln, 3–68.

Kohlmaier, G. H., Badeck, F. W., Otto, R. D., Häger, C., Dönges, S., Kindermann, J., Würth, G., Lang, T., Jäkel, U., Nadler, A., Klaudius, A., Ramge, P., Habermehl, S. und Lüdeke, M. K. B. (1997): The Frankfurt Biosphere Model: A global process-oriented model for the seasonal and long-term CO_2 exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Part 2: Global results for potential vegetation in an assumed equilibrium state. Climate Research 8, 61–87.

König, B. und Linsenmair, K. E. (1996): Biologische Diversität und seine Dimension. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Koorneef, M., van Eden, J., Hanhart, C. J., Stam, P., Braaksma, F. J. und Feenstra, W. J. (1983): Linkage map of *Arabidopsis thaliana*. Journal of Heredity 74, 265–272.

Köppen, W. (1923): Die Klimate der Erde. Berlin: de Gruyter.

Korneck, D. und Sukopp, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe Vegetationskunde 19, 1–210.

Kosak, B. (1996): Zustandsbericht zur Erhaltung genetischer Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft in Deutschland. Schriften zu genetischen Ressourcen. Band 2. Bonn: Zentralstelle für Agrardokumentation und -information (ZADI).

Koshoo, T. N. (1996): Biodiversity in the developing countries. In: di Castri, F. und Younes, T. (Hrsg.): Biodiversity, science and development: Towards a new partnership. Wallingford: CAB International, 305–311.

Kosz, M. (1997): Probleme der monetären Bewertung von Biodiversität. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 20 (4), 35–52.

Kotler, P. und Roberto, E. (1991): Social marketing. Düsseldorf: Econ.

Kowarik, I. (1991): Berücksichtigung anthropogener Standort- und Florenveränderungen bei der Aufstellung Roter Listen. In: Auhagen, A., Platen, R. und Sukopp, H. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. Berlin: Technische Universität, 25–56.

Kowarik, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichtheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Berlin Brandenburg: Verhandlungen der Botanischen Vereinigung, Beiheft 3.

Kowarik, I. (1999): Neophyten in Deutschland: quantitativer Überblick, Einführungs- und Verbreitungswege, ökologische Folgen und offene Fragen. In: UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Alien organisms in Germany. Berlin: UBA, 12–36.

Kretschmer, H., Hoffmann, J. und Wenkel, K. O. (1997): Einfluß der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Artenvielfalt und Artenzusammensetzung. Biologische Vielfalt in Ökosystemen – Konflikt zwischen Nutzung und Erhaltung. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Angewandte Wissenschaft 465, 266–280.

Krieger, D. J. und Jäggi, C. J. (1997): Natur als Kulturprodukt – Kulturökologie und Umweltethik. Schweiz: Birkhäuser.

Krings, T. (1998): Zerstörung der Tropenwälder. Ein globales Problem dargestellt am Beispiel von Laos. Geographische Rundschau 50 (5), 291–298.

Krug, W. (1997): Sozioökonomische Strategien zum Schutz der Biodiversität in Afrika – zum Beispiel Wildtierbewirtschaftung. Entwicklung und ländlicher Raum 31 (4), 26–29.

Kruse, L. (1999): Natur und Kultur – Erbe oder Geschäftsgrundlage. In: Rheinischer Verein für Denkmalpflege und Landschaftsschutz (Hrsg.): Das Rheintal. Schutz und Entwicklung. Köln: RVDL-Verlag, 23–28.

Kruse, L. und Graumann, C. F. (1978): Sozialpsychologie des Raumes und der Bewegung. In: Hammerich, K. und Klein, M. (Hrsg.) Materialien zur Sozialpsychologie des Alltags. Opladen: Westdeutscher Verlag, 177–219.

Kuckartz, U. (1998): Umweltbewußtsein und Umweltverhalten. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Kuhn, S. und Zimmermann, M. (1996): Lokale Agenda 21 für zukunftsbeständige Stadtentwicklung. Informationen zur Raumentwicklung (2/3), 153–171.

Kulshreshtha, S. N. (1993): World water resources and regional vulnerability: Impact of future changes. Laxenburg: IIASA.

Laibach, F. (1943): *Arabidopsis thaliana (L.) Henyh*. als Objekt für genetische und entwicklungsphysiologische Untersuchungen. Botanisches Archiv 44, 439–455.

Lalli, C. M. und Parsons, T. R. (1997): Biological oceanography. An introduction. Oxford, Boston: Butterworth-Heinemann.

Lambin, E. und Mertens, B. (1997): Human ecology, remote sensing and spatial modelling of land-use changes in Africa. LUCC Newsletter (2), 6–9.

Lammel, G. und Flessa, H. (1998): Anthropogene Störung des Stickstoff–Kreislaufs – Ökotoxikologische Dimension. Umweltwissenschaften und Schadstofforschung 10, 295–305.

LANA – Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (Hrsg.) (1991): Lübecker Grundsätze des Naturschutzes. Kiel: LANA.

Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1994): Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer – Eine Zwischenbilanz. Tönning: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.

Lang, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Jena: Fischer.

Lange, D. (1996): Untersuchungen zum Heilpflanzenhandel in Deutschland. Ein Beitrag zum internationalen Artenschutz. Hiltrup: Landwirtschafts-Verlag.

Lashof, D. A. (1991): Gaia on the brink: Biogeochemical feedback processes in global warming. In: Schneider S. H. und Boston, P. J. (Hrsg.): Scientists on Gaia. Cambridge, UK: The MIT Press, 393–405.

Lawton, J. H. (1991): Are species useful? Oikos 62, 3–4.

Lawton, J. H. (1994): What do species do in ecosystems? Oikos 71, 367–374.

Lawton, J. H. und Brown, V. K. (1993): Redundancy in ecosystems. In: Schulze, E.-D. und Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies 99. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 255–270.

Leader-Williams, N. (1990): Black rhinos and African elephants: Lessons for conservation funding. Oryx 24, 23–29.

L **Literatur**

Leakey, R. und Lewin, R. (1996): Die sechste Auslöschung. Frankfurt/M.: Fischer.

Lean, G., Hinrichsen, D. und Markham, A. (1990): Atlas of the environment. London: Arrow Books.

Lean, J. und Rind, D. (1996): The sun and climate. Consequences 2 (1), 27–36.

Leemans, R. (1999): Land-use change and the terrestrial carbon cycle. IGBP Newsletter 37, 24–26.

Lehman, J. T., Muggidde, R. und Lehman, D. A. (1998): Lake Victoria plankton ecology: Mixing depth and climate-driven control of lake condition. In: Lehman, J. T. (Hrsg.): Environmental change and response in East African lakes. Dordrecht: Kluwer, 99–116.

Lenz, J., Andres, H.-G., Gollasch, S. und Dammer, M. (1999): Einschleppung fremder Organismen in Nord- und Ostsee: Untersuchungen zum ökologischen Gefahrenpotential durch den Schiffsverkehr. Report für das Umweltbundesamt (UBA). Berlin: UBA (im Druck).

Leontjew, A. N. (1973): Probleme der Entwicklung des Psychischen. Frankfurt/M.: Athenäum.

Lerch, A. (1996): Verfügungsrechte und biologische Vielfalt – Eine Anwendung der ökonomischen Analyse der Eigentumsrechte auf die spezifischen Probleme genetischer Ressourcen. Marburg: Metropolis.

Leser, H. (1997): Von der Biodiversität zur Landschaftsdiversität. Das Ende des disziplinären Ansatzes der Diversitäsproblematik. In: Erdmann, K. H. (Hrsg.): Internationaler Naturschutz. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 145–176.

Lesser, M. P., Stochaj, W. R., Tapleym, D. W. und Shickm, J. M. (1990): Bleaching in coral reef anthozoans: Effects of irradiance, ultraviolet radiation, and temperature on the activities of protective enzymes against active oxygen. Coral Reefs 8, 225–232.

Levy, M. A., Keohane, R. O. und Haas, P. M. (1993): Improving the effectiveness of international environmental institutions. In: Haas, P. M., Keohane, R. O. und Levy, M. A. (Hrsg.): Institutions for the Earth. Sources of effective international environmental protection. Cambridge, UK: The MIT Press, 397–426.

Lewis, C. (Hrsg.) (1996): Managing conflicts in protected areas. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

Linsenmair, K. E. (1998): Biodiversity research: General aspects and state of the art in Germany. In: Ehlers, E. und Krafft, T. (Hrsg.): German global change research. Bonn: Nationales Komitee für Global Change Forschung, 12–34.

LNU – Landesgemeinschaft Naturschutz und Umwelt Nordrhein-Westfalen (1997): Neue Wege im Artenschutz! Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten und Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen Mitteilungen (3), 9.

Lob, R. E. (1997): 20 Jahre Umweltbildung in Deutschland – eine Bilanz. Köln: Aulis Verlag Deubner.

Loeschke, V., Tomiuk, J. und Jain, S. K. (Hrsg.) (1994): Conservation genetics. Basel: Birkhäuser.

Loftus, R. und Scherf, B. (1993): World watch list for domestic animal diversity. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

Lohmeyer, W. und Sukopp, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Bonn-Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.

Longhurst, A., Sathyendranath, S., Platt, T. und Caverhill, C. (1995): An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. Journal of Plankton Research 17, 1245–1271.

Loope, L. L. und Stone, C. P. (1996): Strategies to reduce erosion of biodiversity by exotic terrestrial species. In: Szaro, R. S. und Johnston, D. W. (Hrsg.): Biodiversity in managed land-scapes. New York, Oxford: Oxford University Press, 261–279.

Loske, R. (1996): Die Dichte als Chance. Ein Essay zu den Konturen zukunftsfähiger Stadtentwicklung. Raumforschung und Raumordnung (2/3), 98–102.

Lovelock, J. E. (1991): Das Gaia–Prinzip. Zürich, München: Insel.

Lovelock, J. E. (1998): The ages of Gaia. New York, Oxford: Oxford University Press.

Lovelock J. E und Watson A. J. (1982): The regulation of carbon dioxid and climate: Gaia or geochemistry? Planetary and Space Science 30, 795–802.

Lowe-McConnell, R., Crul, R. C. M. und Roest, F. C. (1992): Symposium on resource use and conversation of the African Great Lakes, Bujumbura 1989. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 23, 1–128.

Lüdeke, M. K. B., Moldenhauer, O. und Petschel-Held, G. (1999): Rural poverty driven soil degradation under climate change: The sensitivity of disposition towards the Sahel-Syndrome with respect to climate change. Environmental Modelling and Assessment (im Druck).

Ludwig, D., Hilborn, R. und Walters, C. (1993): Uncertainty, resource exploitation and conservation: Lessons from history. Ecological Applications 3 (4), 547–549.

Ludyanski, M. L., McDonald, D. und MacNeill, D. (1993): Impact of the zebra mussel, a bivalve invader. BioScience 43, 533–544.

Lundgren, B. O. (1989): Foreword. Multipurpose trees: Selection and testing for agroforestry. Nairobi: English Press.

Lutz, A. R., Simpson-Housley, P. und De Man, A. F. (1999): Wilderness. Rural and urban attitudes and perceptions. Environment and Behavior 31 (2), 259–266.

Luyten, C. (1995): Sustainable wor1d food production and environment. Wageningen: AB-DLO.

MAB – Man and the Biosphere Programme der UNESCO (1996): Biosphärenreservate. Die Sevilla-Strategie und die internationalen Leitlinien für das Weltnetz. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN).

MAB – Man and the Biosphere Programme der UNESCO (1999): Final report of the 15th Session of the International Co-ordinating Council of the MAB Programme. MAB Report Series 67. Paris: UNESCO.

MacArthur, R. und Wilson, E. (1967): The theory of islands. Biogeography. Princeton: Princeton University Press.

MacCracken, M. C., Budyko, M. I., Hecht, A. D. und Izrael, Y. A. (Hrsg.) (1990): Prospects for future climate. A special US/USSR report on climate and climate change. Chelsea, Mi.: Lewis Publishers.

MacIver, D. C. (1998): Atmospheric change and biodiversity. Environmental Monitoring and Assessment 49 (2–3), 177–189.

MacKinnon, J. und MacKinnon, K. (1986): Review of the protected area systems in the Indo-Malayan realm. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

Magnuson, J. J. (1976): Managing with exotics. A game of chance. Transactions of American Fisheries Society 105, 1–9.

Maier-Reimer, E., Mikolajewicz, U. und Winguth, A. (1996): Future ocean uptake of CO_2: Interaction between ocean circulation and biology. Climate Dynamics 12, 711–721.

Malakoff, D. (1997): Extinction in the high seas. Science 277, 486–488.

Mallet, J. (1996): The genetics of biological diversity: From varieties to species. In: Gaston, K. J. (Hrsg.): Biodiversity: A biology of numbers and difference. Oxford: Blackwell Science, 13–53.

Marggraf, R. und Streb, S. (1997): Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt - Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion. Heidelberg, Berlin: Spektrum.

Markham, A. (1996): Potential impacts of climate change on ecosystems: A review of implications for policymakers and conservation biologists. Climate Research 6, 179–191.

Markham, A. (1998): Potential impacts of climate change on tropical forest ecosystems. Climatic Change 39, 141–143.

Markham, A., Dudley, N. und Stolten, S. (1993): Some like it hot: Climate change, biodiversity and the survival of species. Gland: World Wide Fund for Nature (WWF).

Markl, H. (1986): Natur als Kulturaufgabe. Stuttgart: DVA.

Markusen, J. R., Morey, E. R. und Olewiler, N. D. (1995): Competition in regional environmental policies when plant locations are endogenous. Journal of Public Economics 56, 55–77.

Marschner, H. (1990): Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press.

Martin, J. H. (1990): Glacial-interglacial CO_2 change: The iron hypothesis. Paleoceanography 5 (1), 1–13.

Martinez, N. D. (1996): Defining and measuring functional aspects of biodiversity. In: Gaston, K. J. (Hrsg.): Biodiversity: A biology of numbers and differences. Oxford: Blackwell Science, 396.

Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. und Swift, M. J. (1997): Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277, 504–509.

Matthews, E. (1983): Global vegetation and land use: New high resolution data bases for climate studies. Journal of Climate and Applied Meteorology 22, 474–487.

Matthies, E. und Krömker, D. (1999): Participatory planning – A heuristic for adjusting interventions to the context. Journal of Environmental Psychology (im Druck).

Mausner, C. (1996): A kaleidoscope model: Defining natural environments. Journal of Environmental Psychology 16, 335–348.

Maxwell, B. (1997): Recent climate patterns in the Arctic. In: Oechel, W. C. (Hrsg.): Global change and arctic terrestrial ecosystems. Heidelberg, Berlin, New York: Springer, 21–46.

May, R. M. (1973): Stability and complexity in model ecosystems. Princeton: Princeton University Press.

May, R. M. und Tregonning, K. (1998): Global conservation and UK government policy. In: Mace, G. M., Balmford, A. und Ginsberg, J. R. (Hrsg.): Conservation in a changing world. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 287–301.

May, R. M., Lawton, J. H. und Nigel, E. S. (1995): Assessing extinction rates. In: Lawton, J. H. und May, R. M. (Hrsg.): Extinction rates. Oxford: Oxford University Press.

Mayer, J. (1994): Biodiversität – ein biologisches Konzept und seine Bedeutung für den Biologieunterricht. In: Jäckl, L., Schallies, M., Venter, J. und Zimmermann, U. (Hrsg.): Der Wandel im Lehren und Lernen von Mathematik und Naturwissenschaften. Band II: Naturwissenschaften. Weinheim: Deutscher Studien Verlag, 161–169.

Mayer, J. (1995): Formenvielfalt als Thema des Biologieunterrichts. In: Mayer, J. (Hrsg.): Vielfalt begreifen – Wege zur Formenkunde! Tagungsband des IPN-Symposiums zum Thema Formenvielfalt im Biologieunterricht. Kiel: IPN, 265–272.

Mayer, J. und Bögeholz, S. (1995): Motivationale Effekte unmittelbarer Natur-Erfahrung im Kindes- und Jugendalter. In: Duit, R. und Meyer, J. (Hrsg.): Studien zur naturwissenschaftsdidaktischen Lern- und Interessenforschung. Kiel: IPN, 2–17.

McCann, K., Hastings, A. und Huxel, G. R. (1998): Weak trophic interactions and the balance of nature. Nature 395, 794–798.

McChesney, J. (1996): Biological diversity, chemical diversity, and the search for new pharmaceuticals. In: Balick, J. B., Elisabetsky, E. und Laird, S. A. (Hrsg.): Medicinal resources of the tropical forest: Biodiversity and its importance to human health. Princeton: Columbia University Press, 11–18.

McGuire, A. D., Melillo, J. M. und Joyce, L. A. (1995): The role of nitrogen in the response of forest net primary production to elevated atmospheric carbon dioxide. Annual Review of Ecology and Systematics 26, 473–503.

McGuire, W. P., Rowinsky, E. K., Rosenshein, N. B., Grumbine, F. C., Ettinger, D. S., Armstrong, D. K. und Donehower, R. C. (1989): Taxol: A unique antineoplastic agent with significant activity in advanced ovarian epithelial neoplasms. Annals of Internal Medicine 111 (4), 273–279.

McLaughlin, A. und Mineau, P. (1995): The impact of agricultural practice on biodiversity. Agriculture, Ecosystems and Environment 55, 201–212.

McNeely, J. A. (1988): Economics and biological diversity. Developing and using economic incentives to conserve biological resources. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

McNeely, J. A. (1995): The role of protected areas for the conservation and sustainable use of plant genetic resources for food and agriculture. DSE/ATSAF/IPGRI-Workshop on *in situ* conservation and sustainable use of plant genentic resources for food and agriculture in developing countries. Bonn: DSE, ATSAF und IPGRI.

McNeely, J. A. (1997): Conservation and the future: Trends and options toward the year 2025. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

McNeely, J. A. und Keeton, W. S. (1995): The interaction between biological and cultural diversity. In: von Droste, B., Plachter, H. und Rössler, M. (Hrsg.): Cultural landscapes of universal value. Jena: Fischer, 25–37.

McNeely, J. A. und Miller, K. (Hrsg.) (1984): National parks, conservation and development: The role of protected areas in sustaining society. Washington, DC: Smithsonian Institution.

McNeely, J. A. und Weatherly, W. P. (1996): Investing in biodiversity conservation. Beitrag zum Workshop Investing in Biodiversity, Buenos Aires. Unveröffentlichtes Manuskript.

McNeely, J. A., Gadgil, M., Leveque, C., Padoch, C. und Redford, K. (1995): Human influences on biodiversity. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 711–822.

McNeely, J. A., Harrison, J. und Dingwall, P. (Hrsg.) (1994): Protecting nature: Regional views of protected areas. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

Meadows, D. H., Meadows, D. L. und Randers, J. (1993): Die neuen Grenzen des Wachstums: Die Lage der Menschheit: Bedrohung und Zukunftschancen. Stuttgart: DVA.

Meffe, G. K. und Carroll, C. R. (1994): Principles of conservation biology. Sunderland, Ma.: Sinauer Associates.

Megapesca (1997): Nile perch – marketing success or ecological desaster? Internet-Datei: http://www.gisl.co.uk/Megapesca/nileperch.html. Lissabon: Megapesca.

Meinberg, E. (1995): Homo oecologicus. Das neue Menschenbild im Zeichen der ökologischen Krise. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

L **Literatur**

Meinke, D. W., Cherry, J. M., Dean, C., Rounsley, D. und Koornneef, H. (1998): *Arabidopsis thaliana:* A model plant for genome analysis. Science 282, 662–682.

Melillo, J. M. (1999): Warm, warm on the range. Science 283, 183–184.

Melillo, J. M., Prentice, I. C., Farquhar, G. D., Schulze, E.-D. und Sala, O. E. (1996): Terrestrial biotic responses to environmental change and feedbacks to climate. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate Change 1995. The science of climate change. Contributions of working group I to the Second Assessment Report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 445–481.

Mendelsohn, R. und Balick, M. J. (1995): The value of undiscovered pharmaceuticals in tropical forests. Economic Botany 49, 223–228.

Merkle, R. (1994): Der Codex Alimentarius der FAO und WHO. Bayreuth: PCO.

Mertens, B. und Lambin, E. (1997): Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon: Spatial disaggregation of diverse deforestation processes. Applied Geography 17 (2), 143–162.

Merz, G. (1995): Letzte Chance für den afrikanischen Elefanten – Nachhaltige Nutzung – der Weg aus der Krise? In: Wolters, J. (Hrsg.): Leben und Leben lassen: Biodiversität – Ökonomie, Natur- und Kulturschutz im Widerstreit. Giessen: Focus, 184–192.

Metcalfe, S., Chitsike, L., Maveneke, T. und Madzudzo, E. (1995): Managing the arid and semi-arid rangelands of Southern Africa: The relevance of the CAMPFIRE programme to biodiversity conservation. Papier präsentiert auf dem Global Biodiversity Forum, 4.–5. November 1995. Jakarta: Global Biodiversity Forum.

Meyer, A., Kocher, T., Basasibwaki, P. und Wilson, A. C. (1990): Monophyletic origin of Lake Victoria cichlid fishes suggested by mitichondrial DNA sequence. Nature 347, 550–553.

Meyer, R., Revermann, C. und Sauter, A. (1998): Endbericht des TA-Projekts „Gentechnik, Züchtung und Biodiversität". TAB Arbeitsbericht Nr. 55. Bonn: TAB – Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag.

Meyer-Abich, K. M. (1996): Sustainable Development? Wie nicht nur die Menschen eine ‚dauerhafte' Entwicklung überdauern können. In: Forum Clausthal (Hrsg.): Sustainable Development. Band 1. Clausthal: TU Clausthal, 10–21.

Meyerhoff, J. (1997): Ansätze zur ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt. In: Feser, H.-D. und von Hauff, M. (Hrsg.): Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik. Regensburg: Transfer, 229–246.

Middeke, A. (1994): Nationaler Umweltschutz im Binnenmarkt: rechtliche Möglichkeiten und Grenzen umweltrelevanter Alleingänge im Verhältnis zum freien Warenverkehr. Köln: Heymann.

Miersch, M. (1998): Schützen durch Nützen – Ein neues Regenwald-Konzept. In: WWF – World Wide Fund for Nature und Pro Futura (Hrsg.): Innovation – Chancen und Modelle für die Zukunft. Regensburg: Aumüller, 164–183.

Milazzo, M. (1998): Subsidies in world fisheries. World Bank Technical Paper 404, 72–75.

Miller, H. I. und Huttner, S. L. (1998): A baroque solution to a nonproblem. Nature Biotechnology 16, 698–699.

Miller, K. R. (1996): Balancing the scales: Guidelines for increasing biodiversity's chances through bioregional management. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

Miller, K., Allegretti, M. H., Johnson, N. und Jonsson, B. (1995): Measures for conservation of biodiversity and sustainable use of its components. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 915–1061.

Miller, K., McNeely, J. A., Salim, E. und Miranda, M. (1997): Decentralization and the capacity to manage biodiversity. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

Miller, M. (1991): Debt and the environment: Converging crisis. New York: UN Publications.

Milly, P. C. D. und Dunne, K. A. (1994): Sensitivity of the global water cycle to the waterholding capacity of land. Journal of Climate 7, 506–526.

Mittelstraß, J. (1984): Gibt es eine Letztbegründung? In: Janich, P. (Hrsg.): Methodische Philosophie. Düsseldorf: Econ, 12–35.

Mittelstraß, J. (1992): Leonardo-Welt. Frankfurt/M.: Suhrkamp.

Mittermeyer, R. A., Myers, N., Thomsen, J. B., da Fonseca, G. A. B. und Olvieri, S. (1998): Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: Approaches to setting conservation priorities. Conservation Biology 12 (3), 516–520.

Mohr, H. (1995): Qualitatives Wachstum. Lösung für die Zukunft? Stuttgart, Wien: Weitbrecht.

Moldenhauer, O. und Lüdeke, M. K. B. (1999): Global NPP-sensitivity towards climate change. Climate Change (in Vorbereitung).

Monson, R. K. und Moore, B. D. (1989): On the significance of C_3-C_4 intermediate photosynthesis to the evolution of C_4 photosynthesis. Plant, Cell and Environment 12, 689–699.

Mooney, H. A. (1996): The SCOPE initiatives: The background and plans for a global strategy on invasive species. In: Sandlund, O. T., Schei, P. J. und Viken, A. (Hrsg.): Norway/UN Conference on Alien Species. Trondheim: Directorate for Nature Management und Norwegian Institute for Nature Research, 30–33.

Mooney, H. A. und Drake, J. A. (1984): Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Heidelberg, Berlin, New York: Springer.

Mooney, H. A., Lubchenco, J., Dirzo, R. und Sala, O. E. (1995): Biodiversity and ecosystem functioning: Ecosystem analysis. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 275–325.

Mooney, H. A., Cushman, J. H., Medina, E., Sala, O. E. und Schulze, E.-D. (Hrsg.) (1996): Functional roles of biodiversity - A global perspective. Chichester, New York: Wiley.

Mooney, H. A., Adam, C. S., Larigauderie, A und Sarukhán, J. (1999): An International Biodiversity Observation Year (IBOY). Internet-Datei http://www.icsu.org/DIVERSITAS/Iboy/iboy_jj.html.

Moore, P. D. (1975): Origins of blanket mires. Nature 256, 267–269.

Moser, P. und Moser, W. (1986): Reflections on the MAB-6 Obergurgel Project and tourism in Alpine environments. Mountain Research and Development 6, 101–118.

Mosler, H.-J. und Gutscher, H. (1996): Kooperation durch Selbstverpflichtung im Allmende-Dilemma. In: Diekmann, A. und Jaeger, C. (Hrsg.): Umweltsoziologie. Sonderheft der Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie. Opladen: Westdeutscher Verlag, 308–323.

Müller, H. (1998): Naturstoffe und ihre Bedeutung in der pharmazeutischen Wirkstofforschung. Vortrag auf dem DECHEMA-Symposium „Aktuelle Entwicklungen in der Naturstofforschung", 25.–27. Februar, Tagungszentrum Irsee, Allgäu. Unveröffentlichtes Manuskript.

Müller, W. (1995): Der ökologische Umbau der Industrie: Beiträge zur sozialwissenschaftlichen Umweltforschung. Band 3. Münster, Hamburg: Lit.

Mund, M. (1999): Stoffströme rund ums Fleisch: Ökologische Begleitumstände der Tierproduktion – Der ökologische Fußabdruck im Stickstoffhaushalt. Loccum: Evangelische Akademie.

Myers, N. (1988): Threatened biotas: Hotspots in tropical forests. The Environmentalist 8, 178–208.

Myers, N. (1993): Questions of mass extinction. Biodiversity and Conservation 2, 2–17.

Myers, N. (1996a): Environmental services of biodiversity. Proceedings of the National Academy of Scienes 93 (7), 2764–2769.

Myers, N. (1996b): The biodiversity crisis and the future of evolution. The Environmentalist 16, 37–47.

Myers, N. (1997): Biodiversity´s genetic library. In: Daily, G. C. (Hrsg.): Nature´s services. Societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC, Covelo, Ca.: Island Press, 255–273.

Myers, N. (1998): Lifting the veil on perverse subsidies. Nature 392, 327–328.

Nachtigall, W. (1998): Technische Biologie und Bionik. In: von Gleich, A. (Hrsg.): Bionik. Stuttgart: Teubner, 35–50.

Nadelhoffer, K. J., Emmett, B. A., Gundersen, P., Kjonaas, O. J., Koopmans, C. J., Schleppi, P., Tietema, A. und Wright, R. F. (1999): Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. Nature 398, 145–148.

Naess, A. (1986): Intrinsic value: will the defenders of nature please rise? In: Soulé, E. E. (Hrsg.): Conservation biology – the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer, 504-515.

Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H. und Woodfin, R. M. (1994): Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. Nature 368, 734–737.

Nauber, J. (1995): Internationale Schutzkonzeptionen. In: Herkendell, J. und Pretzsch, J. (Hrsg.): Die Wälder der Erde. München: Beck, 226–235.

Nawrath, C., Poirier, Y. und Somerville, C. (1994): Targeting of the polyhydroxybuturate biosynthetic pathway to the plastids of *Arabidopsis thaliana* results in high levels of polymer accumulation. Applied Biological Sciences 91, 12760–12764.

Neilson, R. P. und Drapek, R. J. (1998): Potentially complex biosphere responses to transient global warming. Global Change Biology 4, 505–521.

Nepstad, D. C., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. und Brooks, V. (1999): Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398, 505–508.

Nevo, E., Beiles, A. und Zohary, D. (1986): Genetic resources of the wild barley in the near east: Structure, evolution and application in breeding. Biologial Journal of the Limnological Society 27, 355–380.

Newmark, W. D. (1987): A land bridge perspective on mammalian extinctions in western North American parks. Nature 325, 430–432.

Newsome, E. A. und Noble, I. R. (1986): Ecological and physiological characters of invading species. In: Groves, R. H. und Burdon, J. J. (Hrsg.): Ecology of biological invasions: An Australian perspective. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1–20.

Nicholson, S. E. (1998): Historical fluctuations of lake Victoria and other lakes in the northern Rift Valley of East Africa. In: Lehman, J. T. (Hrsg.): Environmental change and response in East African lakes. Dordrecht: Kluwer, 7–36.

Nicholson, S. E., Tucker, C. J. und Ba, M. B. (1998): Desertification, drought, and surface vegetation: An example from the West African Sahel. Bulletin of the American Meteorological Society 79 (5), 815–829.

Nida-Rümelin, J. (1996a): Ethik des Risikos. In: Nida-Rümelin, J. (Hrsg.): Angewandte Ethik. Die Bereichsethiken und ihre theoretische Fundierung. Stuttgart: Kröner, 806–831.

Nida-Rümelin, J. (1996b): Theoretische und Angewandte Ethik: Paradigmen, Begründungen, Bereiche. In: Nida-Rümelin, J. (Hrsg.): Angewandte Ethik. Die Bereichsethiken und ihre theoretische Fundierung. Stuttgart: Kröner, 2–85.

Nisbet, E. G. (1994): Globale Umweltveränderungen: Ursachen, Folgen, Handlungsmöglichkeiten. Heidelberg, Berlin: Spektrum.

NNA – Alfred-Töpfer-Akademie für Naturschutz (Hrsg.) (1998): Biodiversity: Treasures in the World’s forests. Concluding statement of a forum in the ‚Forests in Focus’ EXPO 2000 process. Schneverdingen: NNA.

Nord, M., Luloff, A. E. und Bridger, J. C. (1998): The association of forest recreation with environmentalism. Environment & Behavior 30 (2), 235–246.

Norse, E. (Hrsg.) (1993): Global marine biological diversity: A strategy for building conservation into decision making. Washington, DC, Covelo, Ca.: Island Press.

Norton, B. G. (1987): Why preserve natural variety? Princeton: Princeton University Press.

Norton, B. G. (1991): Towards unity among environmentalists. New York, Oxford: Oxford University Press.

Noss, R. F. und Harris, L. D. (1986): Nodes, networks and MUMs: Preserving diversity at all scales. Environmental Management 10, 299–309.

Noss, R. F. und Csuti, B. (1997): Habitat fragmentation. In: Meffe, G. K. und Carroll, C. R. (Hrsg.): Principles of conservation biology. Sunderland: Sinauer, 269–304.

NRC – National Research Council (1993): Managing global genetic resources. Agricultural crop issues and policies. Washington, DC: National Academy Press.

NRC – National Research Council (1999): Sustaining marine fisheries. Washington, DC: NRC.

Nuding, M. (1996): Potential der Wildtierbewirtschaftung für die Entwicklungszusammenarbeit. Tropenökologisches Begleitprogramm. Eschborn: TZ Verlagsgesellschaft.

Nutzinger, H. G. und Radke, V. (1995): Wege zur Nachhaltigkeit. In: Dies, M. (Hrsg.): Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung. Konzepte, Ansatzpunkte, Bedingungen. Marburg: Metropolis, 225–256.

Oates, W. E. und Schwab, W. M. (1988): Economic competition among jurisdictions. Efficiency enhancing or distortion inducing? Journal of Public Economics 35, 333–354.

O’Connel, M. (1990): Origins of Irish lowland blanket bog. In: Doyle, G. J. (Hrsg.): Ecology and conservation of Irish peatlands. Dublin: Royal Irish Academy, 49–71.

Odds, F. C. (1995): Les agents antifongiques, leur passe, leur present et leur avenir. Bulletin Française de Mycologie Médicale 10, 285–293.

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development (Hrsg.) (1998): OECD handbook for the implementation of incentive measures for the conservation and the sustainable use of biodiversity: Advanced draft. Paris: OECD.

L **Literatur**

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development (Hrsg.) (1999): Final report of the OECD Mega-science Forum working group on biological informatics. Paris: OECD.

Olivera, B. M., Rivier, J., Scott, J. K., Hillyard, D. R. und Cruz, L. J. (1991): Conotoxins Journal of Biological Chemistry 266, 22067–22070.

Olson, R., Francis, C. und Kaffka, S. (1995): Exploring the role of diversity in sustainable agriculture. Madison: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.

Olsson, S. und Gerhardson, B. (1992): Effects of long-term barley monoculture on plant affecting soil microbiota. Plant and Soil 143, 99–108.

Oppermann, B. und Renn, O. (1995): „Bottom-up“ statt „Top-down“ – Die Forderung nach Bürgermitwirkung als (altes und neues) Mittel zur Lösung von Konflikten in der räumlichen Planung. In: Ritter, H. (Hrsg.): Stadtökologie. Konzeptionen, Erfahrungen, Probleme, Lösungswege. Berlin: Analytica, 257–276.

Orians, G. H. (1996): Ecosystem responses to climate change. In: Ghan, S. J. (Hrsg.): Regional impacts of global climate change: Assessing change and response at the scales that matter. Columbus: Battle Press, 179–197.

O'Riordan, B. (1997): A loaded dice. The development of fisheries in Lake Victoria seems to follow global trends of overcapitalization. Internet-Datei: http://www.gmt2000.co.uk/apoints/icsf/english/samudra/issue_18/art9.htm. Trivandu-rum, Kerala, India: International Collective in Support of Fishworkers (ICSF).

OTA – Office of Technology Assessment (1993): Harmful non-indigenous species in the US. OTA-F-565. Washington, DC: US Government Printing Office.

Ott, E. (1994): Regionale Entwicklung nach der Grenzöffnung. In: Eigenbrodt, J. und Ott, E. (Hrsg.): Debatten im Rhöner Dreiländereck. Schriftenreihe Biosphärenreservat Rhön. Band 3. Frankfurt/M.: Verlag für akademische Schriften.

Ott, K. (1993): Ökologie und Ethik. Ein Versuch praktischer Philosophie. Ethik in den Wissenschaften. Band 4. Tübingen: Attempto.

Ott, K. (1996): Wie ist eine diskursethische Begründung von ökologischen Rechts- und Moralnormen möglich? In: Ott, K. (Hrsg.): Vom Begründen zum Handeln. Aufsätze zur angewandten Ethik. Tübingen: Attempto, 86–128.

Ott, K. (1999): Zur ethischen Bewertung von Biodiversität. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Paerl, H. W. (1993): Emerging role of atmospheric nitrogen deposition in coastal eutrophication: Biogeochemical and trophic perspectives. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 50, 2254–2269.

Paine, R. T. (1966): Food web complexity and species diversity. American Naturalist 103, 91–93.

Paine, R. T. (1974): Intertidial community structure: Experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. Oecologia 15, 93–120.

Palecki, A. P. (1991): Feedbacks between climate and carbon dioxide cycling by the land biosphere. In: Schneider, S. H. und Boston, P. J. (Hrsg.): Scientists on Gaia. Cambridge, UK: The MIT Press, 275–287.

Palmer, G. (1992): New ways to make international environmental law. American Journal of International Law (86), 259–283.

Panayatou, T. (1995): Conservation of biodiversity and economic development: The concept of transferable development rights. In: Perrings, C. A., Mäler, K.-G., Folke, C., Holling, C. S. und Jansson, B.-O. (Hrsg.): Biodiversity conservation. Dordrecht: Kluwer, 301–317.

Paoletti, M. G. (1988): Soil invertebrates in cultivated and uncultivated soils in North Eastern Italy. Redia 71, 501–563.

Paoletti, M. G. und Pimentel, D. (1992): Biotic diversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment 67, 1–355.

Parayil, G. und Tong, F. (1998): Pasture-led to logging-led deforestation in the Brazilian Amazon: The dynamics of socio-environmental change. Global Environmental Change 8 (1), 63–79.

Patzelt, G. (Hrsg.) (1987): MAB-Projekt Obergurgl. Veröffentlichungen des österreichischen MAB-Programmes. Innsbruck: Universitätsverlag Wagner.

Paulay, G. (1997): Diversity and distribution of reef organisms. In Birkland, C. (Hrsg.): Life and death of coral reefs. New York: Chapman and Hall, 370–372.

Paulsson, T. (1999): Sustainable development in fisheries. The Sustainable Development Agenda 1999, 21.

PCAST – President's Committee of Advisers on Science and Technology (1998): Teaming with life: investing in science to understand and use America's living capital. Washington, DC: PCAST Panel on Biodiversity and Ecosystems.

Pearce, D. W. (1976): The limits of cost-benefit analysis as a guide to environmental policy. Kyklos 29, 97–112.

Pearce, D. W. und Moran, D. (1998): The economics of biological diversity conservation. In: Fiedler, P. L. und Kareiva, P. M. (Hrsg.): Conservation biology - for the coming decade. London, New York: Chapman and Hall, 384–409.

Perez de Cuéllar, J. (1995): Our creative diversity. Report of the World Commission on Culture and Development. Paris: UNESCO.

Perfecto, I., Vandermeer, J. H., Hansen, P. und Cartin, V. (1997): Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. Biodiversity Conservation 6, 935–945.

Perrings, C., Barbier, E. B., Brown, G., Dalmazzone, S., Folke, C., Gadgil, M., Hanley, N., Holling, C. S., Lesser, W. H., Mäler, K.-G., Mason, P., Panayotou, T., Turner, R. K. und Wells, M. (1995): The economic value of biodiversity. In: Heywood, V. H. und Watson, R. T. (Hrsg.): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 823–914.

Peters, R. L. und Darling, J. D. S. (1985): The greenhouse effect and nature reserves. BioScience 35, 707–717.

Peters, R. L. und Lovejoy, T. E. (1992): Global warming and biological diversity. New Haven, London: Yale University Press.

Petersen, L., Ostergard, H. und Giese, H. (1994): Genetic diversity among wild and cultivated barley as revealed by RFLP. TAG 89, 676–681.

Peterson, A. G., Ball, J. T., Luo, Y., Field, C. B., Reich, P. B., Curtis, P. S., Griffin, K. L., Gunderson, C. A., Norby, R. J., Tissue, D. T., Forstreuter, M., Rey, A. und Vogel, C. S. (1999): The photosynthesis-leaf nitrogen relationship at ambient and elevated atmospheric carbon dioxide: A meta-analysis. Global Change Biology 5 (3), 331–346.

Petschel-Held, G., Block, A., Cassel-Gintz, M., Lüdeke, M. K. B., Kropp, J., Moldenhauer, O., Reusswig, F. und Schellnhuber, H. J. (1999): Syndromes of global change: A qualitative modelling approach to assist global environmental management. Environmental Modelling and Assessment. Special Issue on Earth System Analysis (eingereicht).

Petschow, U. (1998): Global Governance und Umweltpolitik. Ökologisches Wirtschaften 2, 10–11.

Phillips, A. (1998): Biosphere reserves and protected areas: What is the difference? In: IUCN – The World Conservation Union (Hrsg.): Biosphere reserves: Myth or reality? Proceedings of a workshop at the 1996 IUCN World Concervation Congress. Montreal, Gland, Cambridge, UK: IUCN, 7–10.

Phillips, O. L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W. F., Nunez, P. V., Vasquez, R. M., Laurance, S. G., Ferreira, L. V., Stern, M., Brown, S. und Grace, J. (1998): Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. Science 282, 439–442.

Pickett, S. T., Ostfeld, R. S. und Shachak, M. (1997): Towards a comprehensive conservation theory. In: Pickett, T. A. (Hrsg.): The ecological basis of conservation. London, New York: Routledge, 384–399.

Pielke, R. A., Avissar, R., Raupach, M., Dolman, A. J., Zeng, X. und Denning, A. S. (1998): Interactions between the atmosphere and terrestrial ecosystems: Influence on weather and climate. Global Change Biology 4, 461–475.

Pilardeaux, B. (1997): Desertifikationsbekämpfung im Aufwind? – 1. Vertragsstaatenkonferenz der UNCCD. Nord-Süd Aktuell 11 (4), 744–749.

Pilardeaux, B. (1998): Neue Verhandlungsrunde zur Desertifikationsbekämpfung. Nord Süd Aktuell 12 (4), 788–791.

Pilardeaux, B. (1999): Desertifikationskonvention. Auf dem Weg zu einem globalen Bodenschutzabkommen? In: Altner, G., Mettler-von Meibom, C., Simonis, U. E. und von Weizsäcker, E. U. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 2000. München: Beck.

Pimm, S. L. (1991): The balance of nature? Chicago: The University of Chicago Press.

Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. und Brooks, T. M. (1995): The future of biodiversity. Science 269, 347–350.

Piper, J. K. (1999): Natural systems agriculture. In: Collins, W. und Qualset, C. (Hrsg.): Biodiversity in agroecosystems. Boca Raton: CRC Press.

Pitelka, L., Gardner, R. H., Ash, J., Berry, S., Gitay, H., Noble, I. R., Saunders, A., Bradshaw, R. H. W., Brubaker, L., Clark, J. S., Davis, M. B., Sugita, S., Dyer, J. M., Hengeveld, R., Hope, G., Huntley, B., King, G. A., Lavorel, S., Mack, R. N., Malanson, G. P., McGlone, M., Prentice, I. C., Rejmanek, M. und Skyes, M. (1997): Plant migration and climate change. American Scientist 85, 464–474.

Plachter, H. (1991): Naturschutz. Stuttgart: Fischer UTB.

Plän, T. (1999): Bioprospektion: Nutzungsinteressen, Anwendungsgebiete und Potential. Externes Gutachten für den WBGU. Unveröffentlichtes Manuskript.

Poferl, A., Schilling, K. und Brand, K.-W. (1997): Umweltbewußtsein und Alltagshandeln. Eine empirische Untersuchung sozialkultureller Orientierungen. Opladen: Leske und Budrich.

Polis, G. A. (1998): Stability is woven by complex webs. Nature 395, 744–745.

Pommerehne, W. W. (1987): Präferenzen für öffentliche Güter – Ansätze zu ihrer Erfassung. Tübingen: Mohr.

Popp, D. (1997): Regionalentwicklung unter den Aspekten naturschutzfachlicher Ziele im Biosphärenreservat Rhön. Jahrbuch Naturschutz in Hessen. Band 3. Fulda: Fuldaer Verlagsanstalt.

Popper, K. (1973): Objektive Erkenntnis. Hamburg: Hoffmann & Campe.

Porter, J. W., Fitt, W. K., Spero, H. J., Rogers, C. S. und White, M. W. (1989): Bleaching in the corals: Physiological and stable isotopic responses. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 86, 9342–9346.

Posey, D. A. (1982): The keepers of the forest. Garden 6, 18–24.

Pott, R. (1993): Farbatlas Waldlandschaften. Stuttgart: Ulmer.

Potthoff, M. (1999): Synchronisation des Stoffkreislaufs durch Förderung bodenbiologischer Prozesse im Ackerbau. Göttingen: Universität Göttingen. Institut für Bodenkunde und Waldernährung (Dissertation).

Preisendörfer, P. (1996): Umweltbewußtsein in Deutschland. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage im Auftrag des Umweltbundesamtes. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).

Preisendörfer, P. (1998): Umweltbewußtsein in Deutschland 1998. Berlin: Umweltbundesamt (UBA).

Prentice, I. C. und Kaplan, J. O. (1999): Biome4. Jena: Max-Planck-Institut für Biogeochemie.

Prentice, I. C. (1998): Ecology and the Earth system. In: Schellnhuber, H.-J. und Wenzel, V. (Hrsg.): Earth system analysis. Integrating science for sustainability. Heidelberg, Berlin, New York: Springer, 219–240.

Prentice, I. C. und Lloyd, J. (1998): C-quest in the Amazon Basin. Nature 396, 619–620.

Prentice, I. C., Cramer, W., Harrison, S. P., Leeman, R., Monserud, R. A. und Solomon, A. M. (1992): A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. Journal of Biogeography 19, 117–134.

Price, M. F. (Hrsg.) (1995): Mountain research in Europe. Man and the Biophere Series 14. Paris, Oxford: Parthenon.

Primack, R. B. (1993): Essentials of conservation biology. Sunderland: Sinauer Associates.

Primavera Life (1999): Produktkatalog Frühjahr/Sommer 99. Sulzberg: Primavera Life.

Prose, F. (1997): Sieben Schritte zur neuen Beweglichkeit – Konzept und Zwischenergebnisse der Nordlicht-Aktion zur Verminderung des motorisierten Individualverkehrs. In: Giese, E. (Hrsg.): Verkehr ohne (W)Ende? Tübingen: dgvt, 317–321.

Proshansky, H. und Fabian, A. K. (1987): The development of place identity in the child. In: David, T. G. (Hrsg.): Spaces for children. New York: Plenum, 21–40.

Purdy, R. P. und Macrory, R. (1998): The regulation and control of releases of non-indigenous species in Great Britain. In: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht (Hrsg.): Die Aussetzung gebietsfremder Organismen. Recht und Praxis. Vorläufiger Endbericht. Berlin: Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht, 160–200.

Puztai, A. (1998): Report on SOAEFD flexible fund project RO 818. Aberdeen, Schottland: Rowett Research Institute.

Questions (Autorenteam Block, A., Cassel-Gintz, M., Dehio, J., Lammel, G., Lass, W., Lienenkamp, R., Loose, C., Lüdeke, M. K. B., Petschel-Held, G., Reusswig, F., Schulze-Bisping, H. und Siebe, T.) (1996): Reader für den Questions Status-Workshop, 28.–29. Juni 1996, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK). Internet-Datei: http://www.pik-potsdam.de/~kropp. Potsdam: PIK.

Questions (Autorenteam Block, A., Cassel-Gintz, M., Kropp, J., Lüdeke, M. K. B., Moldenhauer, O., Petschel-Held, G., Reusswig, F. und Schellnhuber, H. J.) (1998): Globaler Wandel: GIS-gestützte Erfassung und Modellierung der Syndromdynamik. Abschlußbericht des BMBF Forschungsprojekts, Förderkennzeichen 01LG9401/5. Internet-Datei: http://www.pik-potsdam.de/~gerhard/bericht.pdf. Potsdam: PIK.

Rampino, M. R. (1993): Gaia versus Shiva: Cosmic effects on the long-term evolution of the terrestrial biosphere. In: Schneider, S.

L **Literatur**

H. und Boston, P. J. (Hrsg.): Scientists on Gaia. Cambridge, UK: The MIT Press.

Randall, A. (1988): What mainstream economists have to say about the value of biodiversity? In: Wilson, E. O. (Hrsg.): Biodiversity. Washington, DC: National Academy Press, 217–223.

Randall, A. und Farmer, M. C. (1995): Benefits, costs, and the safe minimum standard of conservation. In: Bromley, D. W. (Hrsg.): The handbook of environmental economics. New York, Oxford: Blackwell, 26–44.

Rapalee, G., Trumbore, S. E., Davidson, E. A., Harden, J. W. und Veldhuis, H. (1998): Global soil carbon stocks and their rates of accumulation and loss in a boreal forest landscape. Biogeochemical Cycles 12 (4), 687–701.

Rasmusson, D. C. und Phillips, R. L. (1997): Plant breeding progress and genetic diversity from de novo variation and elevated epistasis. Crop science 37 (2), 303–310.

Rebele, F. (1991): Gewerbegebiete – Refugien für bedrohte Pflanzenarten? Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz: NNA-Berichte 4 (1), 68–74.

Rebele, F. (1994): Stadtökologie und Besonderheiten städtischer Ökosysteme. In: Wittig, R. und Fründ, C. (Hrsg.): Stadtökologie: Versuch einer Standortbestimmung. Überarbeitete Fassung der Vorträge des ersten Arbeitstreffens des Arbeitskreises Stadtökologie in der Gesellschaft für Ökologie am 12./13. November 1993 in Osnabrück. Frankfurt/M.: Geobotanisches Kolloquium, 33–48.

Reduron, J.-P. (1996): The role of biodiversity in urban areas and the role of cities in biodiversity conservation. In: di Castri, F. und Younès, T. (Hrsg.): Biodiversity, science and development. Towards a new partnership. Wallingford: CAB International, 551–557.

Regal, P. J. (1994): Scientific principles for ecologically based risk assessment of transgenic organisms. Molecular Ecology 3, 5–13.

Regan, C. T. (1926): Organic evolution. Report of the British Association for the Advancement of Science 1925. London: British Association for the Advancement of Science.

Rehm, S. (1989): Hirsen. Spezieller Pflanzenbau in den Tropen und Subtropen. Stuttgart: Ulmer.

Reichel-Dolmatoff, G. (1976): Cosmology as ecological analysis: A view from the rainforest. Man 11 (3), 307–318.

Reichholf, J. H. (1998): Der Blaue Planet. München: dtv.

Reid, W. V. und Miller, K. R. (1989): Keeping options alive: The scientific basis for conserving biodiversity. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

Reid, W. V. und Trexler, M. C. (1991): Drowing the national heritage: Climate change and U.S. coastal biodiversity. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

Reif, A. (1983): Nordbayerische Heckengesellschaften. Hoppea 41, 2–204.

Reise, K. (1993): Die verschwommene Zukunft der Nordseewatten. In: Schellnhuber, H. J. und Sterr, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 221–229.

Reller, A. und Gerstenberg, J. (1997): Weißes Gold, wohin? Stand und Aussichten der Baumwollnutzung. Gaia 6, 35–51.

Renn, O. (1991): Risikokommunikation: Bedingungen und Probleme eines rationalen Diskurses über die Akzeptabilität von Risiken. In: Schneider, J. (Hrsg.): Risiko und Sicherheit technischer Systeme. Auf der Suche nach neuen Ansätzen. Basel: Birkhäuser, 193–209.

Renn, O. (1997): Die Wertbaumanalyse. Ein diskursives Verfahren zur Bildung und Begründung kollektiv verbindlicher Bewertungskriterien. In: Holderegger, A. (Hrsg.): Ökologische Ethik als Orientierungswissenschaft. Freiburg, Schweiz: Universitätsverlag, 34–67.

Renn, O. und Webler, T. (1995): Fairness and competence in citizen participation. Dordrecht, Boston: Kluwer.

Renn, O. und Webler, T. (1998): Der kooperative Diskurs - Theoretische Grundlagen, Anforderungen, Möglichkeiten. In: Renn, O., Kastenholz, H., Schild, P. und Wilhelm, U. (Hrsg.): Abfallpolitik im kooperativen Diskurs. Bürgerbeteiligung bei der Standortsuche für eine Deponie im Kanton Aargau. Zürich: Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, 3–103.

Repetto, R. (1993): Die Bewertung natürlicher Ressourcen. Spektrum der Wissenschaft (August), 36–42.

Reusswig, F. (1994): Lebensstile und Ökologie. Frankfurt/M.: Verlag für Interkulturelle Kommunikation.

Revermann, C. (1998): Was heißt hier Bioethik? TAB-Brief (15), 9–16.

Revesz, R. L. (1994): Rehabilitating interstate competition: Rethinking the „Race-to-the-Bottom“ rationale for federal environmental regulation. Land Use & Environmental Law Review 2, 373–417.

Richter, M. und Bäher, J. (1998): Risiken und Erfordernisse einer umweltverträglichen Ressourcennutzung in Chile. Geographische Rundschau 50 (11), 641–648.

Riebesell, U., Wolf-Gladrow, D. A. und Smetacek, V. (1993): Carbon dioxide limitation of marine phytoplankton growth rates. Nature 391, 249–251.

Riopelle, M. J. (1995): The economic valuation of coral reefs: A case study of West Lombok, Indonesia. Dalhousie, Canada: Dalhousie University.

Ripken, H. (1999): Noch unentschieden: Der „Kampf“ um die Zertifizierung. Forst und Holz 54, 257–263.

Ritter, E.-H. (Hrsg.) (1995): Stadtökologie – Konzeptionen, Erfahrungen, Probleme, Lösungswege. Berlin: Analytica.

Ritter, M., Biber-Klemm, S., Ickstadt, K., Kocher-Schmid, C. und Stettler, N. (1995): Gesellschaftliche Wahrnehmung, Bewertung und Umsetzung von Biodiversität. GAIA 4 (4), 250–260.

Ritzer, G. (1995): The McDonaldization of society. An investigation into changing contemporary social life. Pine Forge Press.

RMNO – Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek und NRLO – Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek (1997): Living in diversity. Recommendations for the biodiversity stimulation programme. Rijswijk: RMNO und NRLO.

Rodgers, A. (1996): Forest biodiversity loss of forestry biodiversity: A global perspective. Tagungsbeitrag zur Tagung „Economics of Biodiversity Loss“ April 1996, Gland, Schweiz. Internet-Datei: http://economics.iucn.org/96-01-02.htm. Gland: IUCN.

Roeckner, E., Arpe, K., Bengtsson, L., Christoph, M., Claussen, M., Dümenil, L., Esch, M., Giorgetta, M., Schlese, U. und Schulzweida, U. (1996): The atmospheric general circulation model ECHAM-4: Model description and simulation of present-day climate. Report 218. Hamburg: Max-Planck-Institut für Meteorologie.

Rolston, H. (1994): Values in nature and the nature of value. In: Attfield, R. und Belsey, A. (Hrsg.): Philosophy and the natural environment. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 13–30.

Rooper, M. M. und Ophel-Keller, K. M. (1997): Soil microflora as bioindicators of soil health. In: Pankhurst, B. M., Doube, V. V. und Gupta, S. R. (Hrsg.): Biological indicators of soil health. Wallingford: CAB International, 157–178.

Ropohl, G. (1991): Ob man die Ambivalenzen des technischen

Fortschritts mit einer neuen Ethik meistern kann? In: Lenk, H. und Maring, M. (Hrsg.): Technikverantwortung. Frankfurt/M., New York: Campus, 48–78.

Rose, C. und Hurst, P. (1991): Can nature survive global warming. Gland: WWF International.

Rösener, W. (1993): Die Bauern in der europäischen Geschichte. München: Beck'sche Verlagsbuchhandlung.

Rössler, M. (1995): UNESCO and cultural landscape protection. In: von Droste, B., Plachter, H. und Rössler, M. (Hrsg.): Cultural landscapes of universal value. Jena: Fischer, 42–49.

Rothhaupt, K. O. (1988): Mechanistic resource competition theory applied to laboratory experiments with zooplankton. Nature 333, 660–662.

Rudel, T. und Roper, J. (1997): The paths to rain forest destruction: Crossnational patterns of tropical deforestation, 1975–90. World Development 25 (1), 53–65.

Ruttner, F. (1962): Grundriß der Limnologie. Berlin: Parey.

SAG – Schweizerische Arbeitsgruppe Gentechnologie (1997): Es ist doch ein Kraut gewachsen. Zürich: SAG.

Sand, P. (1997): Whither CITES? The evolution of a treaty regime in the borderland of trade and environment. European Journal of International Law 8 (1), 29–58.

Sandlund, O. T., Schei, P. J. und Viken, A. (Hrsg.) (1996): Proceedings of the Norway/UN Conference on Alien Species. The Trondheim Conferences on Biodiversity. Trondheim: Directorate for Nature Management und Norwegian Institute for Nature Research.

Sarmiento, J. L., Hughes, T. M. C., Stouffer, R. J. und Manabe, S. (1998): Simulated response of the ocean carbon cycle to anthropogenic climate warming. Nature 393, 245–249.

Sato, T., Okazaki, K., Maeda, Y. und Okami, J. (1978): New antibiotics, aplasmomycins B and C. Journal of Antibiotics 31 (6), 632–635.

SBSTTA-4 – Scientific Body on Scientific, Technical and Technological Advice (Juli 1999): Development of guiding principles for the prevention of impacts of alien species by identifying priority areas of work on isolated ecosystems and by evaluating and giving recommendations for the further development of the global invasive species programme. Internet-Datei: www.biodiv.org/sbstta4/PDF/English/SBSTTA4-8e.pdf.

Schahn, J. und Giesinger, T. (1993): Psychologie für den Umweltschutz. Weinheim: Beltz/PVU.

Scharpf, F. W. (1996): Politische Optionen im vollendeten Binnenmarkt. In: Jachtenfuchs, M. und Kohler-Koch, B. (Hrsg.): Europäische Integration. Opladen: Leske und Budrich, 109–140.

Scharpf, F. W. (1997): Balancing positive and negative integration: The regulatory options for Europe. MPfG Working Paper 8. Köln: Eigenverlag.

Schätzl, L. (1988): Wirtschaftsgeographie: I Theorie. Paderborn: UTB.

Scheler, M. (1928): Die Stellung des Menschen im Kosmos. Darmstadt: Reichl.

Schellnhuber, H. J. (1998): Globales Umweltmanagement oder Dr. Lovelock übernimmt Dr. Frankensteins Praxis. In: Altner, G., Mettler-von Meibom, B., Simonis, U. E. und von Weizsäcker, E. U. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie. München: Beck, 168–187.

Schellnhuber, H. J. und Kropp, J. (1998): Geocybernetics: Controlling a complex dynamical system under uncertainty. Naturwissenschaften 85 (9), 411–425.

Schellnhuber, H. J. und Wenzel, V. (Hrsg.) (1998): Earth System Analysis: Integrating science for sustainability. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Schellnhuber, H. J., Block, A., Cassel-Gintz, M., Kropp, J., Lammel, G., Lass, W., Lienenkamp, R., Loose, C., Lüdeke, M. K. B., Moldenhauer, O., Petschel-Held, G., Plöchl, M. und Reusswig, F. (1997): Syndromes of global change. GAIA 6 (1), 19–34.

Scherer-Lorenzen, M., Elend, A., Nöllert, S. und Schulze, E.-D. (1999): Plant invasions in Germany - General aspects and impact of nitrogen deposition. In: Mooney, H. A. und Hobbs, R. J. (Hrsg.): The impact of global change on invasive species. Covelo: Island Press (im Druck).

Schimel, D. S. (1998): The carbon equation. Nature 383, 208–209.

Schimel, D. S., Alves, D., Heimann, M., Joos, F., Raynaud, D. und Wigley, S. (1996): Radiative forcing of climate change - CO_2 and the carbon cycle. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate change 1995. The science of climate change. Contributions of Working Group I to the second assess-ment report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 65–131.

Schindler, D. W. (1999): The mysterious missing sink. Nature 398, 105–106.

Schlesinger, W. H. (1997): Biogeochemistry. An analysis of global change. San Diego: Academic Press.

Schmidt, R. (Hrsg.) (1997): Waldpolitik und nachhaltige Entwicklung. Studie im Auftrag der Friedrich-Ebert-Stiftung, Bonn. Internet-Datei: http://www.fes.de/. Bonn: Friedrich-Ebert-Stiftung.

Schneider, A. (1998): „Es fühlt sich einfach besser an“! Vor- und Nachteil von Recyclingpapier beim Kopieren. Umweltpsychologie 2 (2), 80–95.

Schneider, S. H. und Boston, P. J. (Hrsg.) (1993): Scientists on Gaia. Cambridge, UK: The MIT Press.

Scholes, B. (1999): Will the terrestrial carbon sink saturate soon? IGBP Newsletter 37, 2–3.

Scholler, M. (1999): Obligate phytoparasitic neomycetes in Germany: Diversity, distribution, introduction patterns, consequences. In: UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Alien organisms in Germany. Berlin: UBA, 1–9.

Schönwiese, C. D. (1992a): Klima im Wandel: Tatsachen, Irrtümer, Risiken: Stuttgart: DVA.

Schönwiese, C. D. (1992b): Solare Einflüsse auf die Lufttemperaturvariationen der Erde in den letzten Jahrhunderten. Frankfurt/M.: Universität Frankfurt. Institut für Meteorologie und Geophysik.

Schouten, M. G. C., Streefkerk, J. G. und van der Molen, P. C. (1992): Impacts of climate change on bog ecosystems with special reference to sub-oceanic raised bogs. Wetland Ecological Management 2 (1/2), 55–61.

Schramm, E. (Hrsg.) (1984): Ökologie-Lesebuch. Ausgewählte Texte zur Entwicklung des ökologischen Denkens. Frankfurt/M.: Fischer alternativ.

Schulte, W. (1997): Biotopkartierung im besiedelten Bereich. Stand in Deutschland und internationale Zusammenarbeit. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (NUA) (Hrsg.): NUA-Seminarbericht. Band 2: Stadtbiotopkartierung, 93–101. Düsseldorf: NUA.

Schulte, W., Sukopp, H., Werner, P. und Arbeitsgruppe „Methodik der Biotopkartierung im besiedelten Bereich“ (Hrsg.) (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. Programm für die Bestandsaufnahme, Gliederung und Bewertung des besiedelten Bereichs und dessen Randzonen. Natur und Landschaft 68 (10), 492–526.

L Literatur

Schulte, W., Piper, W., Brandt, W. und Weber, M. (1994): Zusammenarbeit mit Brasilien in der Biotopkartierung. Natur und Landschaft 69 (12), 554–559.

Schulte-Bisping, H., Bredemeier, M. und Beese, F. (1999): Global availability of wood and energy supply by fuelwood and charcoal. AMBIO 26 (6) (im Druck).

Schultz, P. W., Oskamp, S. und Mainieri, T. (1995): Who recycles and when? A review of personal and situational factors. Journal of Environmental Psychology 15 (2), 105–121.

Schulze, E.-D. (Hrsg.) (1999): Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Ecological Studies. Heidelberg, Berlin, New York: Springer (in Vorbereitung).

Schulze, E.-D. und Gerstberger, P. (1993): Functional aspects of landscape diversity: A Bavarian example. In: Schulze, E-D. und Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies. Band 99. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 453–466.

Schulze, E.-D. und Heimann, M. (1998): Carbon and water exchange of terrestrial ecosystems. In: Galloway, J. N. und Melillo, J. (Hrsg): Asian change in the context of global change. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Schulze, E.–D. und Mooney, H. A. (1993): Ecosystem function of biodiversity: A summary. In: Schulze, E.–D. und Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem function. Heidelberg, Berlin: Spektrum, 497–510.

Schulze, E.-D., Mund, M., Busch, G. und Fuentes, U. (1999): The clean development mechanism (CDM) of the Kyoto Protocol and its likely effects on the global carbon cycle. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Climate Change (eingereicht).

Schulze, W., Stitt, M., Schulze, E.-D., Neuhaus, H. E. und Fichtner, K. (1991): A quantification of the significance of assimilatory starch for growth of *Arabidopsis thaliana L. Heynh.* Plant Physiology 95, 890–895.

Schuppert, S. (1998): Neue Steuerungsinstrumente im Umweltvölkerrecht am Beispiel des Montrealer Protokolls und des Klimarahmenschutzübereinkommens. Berlin: Aufbau Verlag.

Schwahn, C. (1990): Landschaftsästhetik als Bewertungsproblem. Hannover: Fachbereich Landespflege der Universität Hannover.

Seel, H. J., Sichler, R. und Fischerlehner, B. (1993): Mensch-Natur. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Sell, J. (1997): Eigenschaften und Kenngrößen von Holzarten. Zürich: Baufachverlag Lignum.

Sentker, A. (18.02.1999): Wahnglöckchen. Die Zeit (8), 31.

Sere, C. und Steinfeld, H. (1996): World livestock production systems: Current status, issues and trends. Animal Production and Health Paper 127. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

Seybold, H. (1999): Innovationstheoretische Perspektiven nachhaltiger Schulentwicklung. Vortrag während des 5. UBA-Fachgespraech „Strategien zur Popularisierung nachhaltiger Entwicklung“. Berlin: UBA.

Shafer, C. L. (1990): Nature reserves – Island theory and conservation practice. Washington, DC, London: Smithsonian Institution Press.

Shiva, V. (1992): The violence of the Green Revolution. The Other India Press. Mapusa 403 507, Goa, India, 61ff.

Shiva, V. (1995): Monocultures of the mind: Perspectives on biodiversity and biotechnology. London, Penang: Third World Network.

Shiva, V. (1996): Species invasion and the displacement of cultural and biological diversity. In: Sandlund, O. T., Schei, P. J. und Viken, A. (Hrsg.): Norway/UN Conference on Alien Species. Trondheim: Directorate for Nature Management. Norwegian Institue for Nature Research, 47–52.

Shiva, V., Leskien, D. und Tappeser, B. (1996): Biosafety, scientific findings and elements of a protocol. Report of the Independent Group of Scientific and Legal Experts on Biosafety. London, Penang: Third World Network.

Shrader-Frechette, K. (1988): Environmental ethics. Pacific Grove: Boxwood Press.

Shugart, H. H., Leemans, R. und Bonan, G. B. (1992): A system analysis of the global boreal forest. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Shukla, J. und Mintz, Y. (1982): The influence of land-surface-evapotranspiration on the Earth’s climate. Science 247, 1322–1325.

Sibum, D. (1997): Habitat II – Perspektiven für eine nachhaltige Stadtentwicklung? In: Knoll, M. und Kreibich, R. (Hrsg.): „Sustainable City“. Zukunftsfähige Städte. Weinheim, Basel: Beltz, 193–207.

Siegert, C. und Hubberten, H.-W. (1998): Klimaveränderung und ihre Folgen für den Permafrost. In: Graßl, H., Lozan, J. L. und Hupfer, P. (Hrsg): Warnsignal Klima. Das Klima des 21. Jahrhunderts. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 229–233.

Silver, W. L. (1998): The potential effects of elevated CO_2 and climate change on tropical forest soils and biogeochemical cycling. Climatic Change 39, 337–361.

Simberloff, D. (1989): Which insect introductions succeed and which fail? In: Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmánek, M. und Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions: A global perspective. Chichester, New York: Wiley, 61–83.

Simberloff, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation 83 (3), 247–257.

Simberloff, D. und von Holle, B. (1999): Synergistic interaction of nonindigenous species: Invasional meltdown? Internet-Datei: http://www.nceas.ucsb.edu/papers/bioinvasions. Santa Barbara: NCEAS.

Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J. und Mehlmann, D. W. (1992): Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? Conservation Biology 6 (4), 493–504.

Simberloff, D., Gordon, D., Hiebert, R., Lonsdale, M. und Draheim, R. (1999): A global database: Key to the weighing on-the-ground invasive species impact. Internet-Datei: http://www.nceas.ucsb.edu/papers/bioinvasions. Santa Barbara: NCEAS.

Simpson, T. (1997): Indigenous heritage and self-determination. Kopenhagen: IWGIA.

Singh, K. D. und Marzoli, A. (1995): Deforestation trends in the tropics: A time series analysis. Paper presented at the World Wildflife Fund Conference on Potential Impact of Climate Change on Tropical Forests. San Juan, Puerto Rico, April 1995, 8–9.

Sinha, R. K. (1995): Biodiversity conservation through faith and tradition in India: Case studies. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 2, 278–284.

Sioli, H. (Hrsg.) (1984): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht: Junk.

Sitch, S., Prentice, I. C., Smith, B. und Kaplan, J. (1999): LPJ – A coupled model of vegetation dynamics and the terrestrial carbon cycle (in Vorbereitung).

Smith, T. M. und Shugart, H. H. (1993): The potential response of global terrestrial carbon storage to a climate change. Water, Air & Soil Pollution 70 (1–4), 629–642.

Solbrig, O. T. (1994): Biodiversität: wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. Bonn: Dt. MAB-Nationalkomitee und Dt. UNESCO-Kommission.

Solomon, A. M. (1996): Wood production under changing climate and land use. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. Contributions of working group II to the second assessment report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 487–510.

Soltwedel-Schäfer, I. (1997): „Clearcutting" forestry and landrights in Canada. Brüssel: Europafraktion „Die Grünen".

Soravia, P. (1877): Technologie botanico della Provincia di Belluno, Belluno. Reprint: A. Stampa (1987) Tipographia Piave-Belluno. Belluno: Instituto Bellunese di Richerche Sociale e Culturali.

Soulé, M. E. und Simberloff, D. (1986): What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? Biological Conservation 35, 10–40.

Sovero, M. (1996): Commercialization of laureate canola. Vorträge Pflanzenzüchtung 33, 8–21.

Spalding, M. D. und Grenfell, A. M. (1997): New estimates of global and regional coral reef areas. Coral Reefs 16 (4), 225–230.

Specht, R. (1998): Elemente eines Programms zur Biodiversitätsforschung. Unveröffentlichtes Manuskript. Insel Vilm: Bundesamt für Naturschutz.

Spehr, D., Hofer, S. und Schröder, W. (1995): Von der Plüschtierökologie zur subversiven Verantwortung – Artenschutz und die Wi-dersprüche des gesellschaftlichen Naturverständnisses. In: Wolter, J. (Hrsg.): Leben und Leben lassen. Biodiversität – Ökonomie, Natur- und Kulturschutz im Widerstreit. Giessen: Focus, 143–160.

Spicer, K. W. und Catling, P. W. (1988): The biology of Canadian weeds. 88. *Elodea canadensis Michx.* Canadian Journal of Plant Science 68 (4), 1035–1051.

Spiekermann, K. (1999): Leitbilder der räumlichen Stadtentwicklung in der kommunalen Planungspraxis. Dortmund: Universität Dortmund. Institut für Raumplanung.

Spindler, K. (1993): Der Mann im Eis. München: C. Bertelsmann.

SRU – Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Stuttgart, Mainz: Kohlhammer.

SRU – Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1987): Umweltgutachten 1987. Stuttgart: Kohlhammer.

SRU – Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1996): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Ssymank, A. (1997): Schutzgebiete für die Natur: Aufgaben, Ziele, Funktionen und Realität. In: Erdmann, K.-H. und Spandau, L. (Hrsg.): Naturschutz in Deutschland. Stuttgart: Ulmer, 11–38.

Stackebrandt, E. (1998): Biodiversität von Mikroorganismen. In: Barthlott, W. und Gutmann, M. (Hrsg.): Biodiversitätsforschung in Deutschland: Potentiale und Perspektiven. Graue Reihe Nr. 11. Bad Neuenahr-Ahrweiler: Europäische Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen, 41–45.

Stahr, K. und Stasch, D. (1996): Einfluß auf die Ressource Boden. In: Linckh, G. (Hrsg.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 77–119.

Stary, P. und Pike, K. S. (1999): Uses of beneficial insect diversity in agroecosystem management. In: Collins, W. W. und Qualset, C. O. (Hrsg.) Biodiversity in agroecosystems. Boca Raton: CRC Press, 49–67.

Stattersfield, A. J., Crosby, M. J., Long, A. J. und Wege, D. C. (1998): Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation. Cambridge, UK: BirdLife International.

Steck, B., Stradas, W. und Gustedt, E. (1998): Tourismus und Technische Zusammenarbeit. Eschborn: Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).

Steinfeld, H., de Haan, C. und Blackburn, H. (1997): Livestock – Environment interactions. Issues and options. Suffolk: WRENmedia.

Steinfeld, H., de Haan, C. und Blackburn, H. (1997): Livestock and the environment. Suffolk: WRENmedia.

Stiasny, M. L. J. und Meyer, A. (1999): Cichlids of the rift lakes. Scientific American 280 (2), 44–49.

Stierle, A., Strobel, G. und Stierle, D. (1993): Taxol and taxane production by *Taxomyces andreanae* , an endophytic fungus of Pacific yew. Science 260 (5105), 214–216.

Stierle, A., Strobel, G., Stierle, D., Grothaus, P. und Bignami, G. (1995): The search for a taxol-producing microorganism among endophytic fungi of the Pacific yew, *Taxus brevifolia* . Journal of Natural Products 58 (9), 1315–1324.

Stitt, M. und Schulze, E.-D. (1994): Plant growth, storage, and resource allocation: From flux control in a metabolic chain to the whole-plant level. In: Schulze, E.-D. (Hrsg.): Flux control in biological systems. San Diego: Academic Press, 57–118.

Stock, M. (1998): Über den Wolken – unter aller Kritik? In: Altner, G., Mettler-von Meibom, C., Simonis, U. E. und von Weizsäcker, E. U. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1999. München: Beck, 151–157.

Stocker, T. F. und Schmittner, A. (1997): Influence of CO_2 emission rates on the stability of the thermohaline circulation. Nature 388, 862–865.

Stoll, S. (1999): Akzeptanzprobleme bei der Ausweisung von Großschutzgebieten: Ursachenanalyse und Ansätze zu Handlungsstrategien. Frankfurt/M.: Lang.

Stone, S. W. (1998): Using a geographic information system for applied policy analysis: The case of logging in the Eastern Amazon. Ecological Economics 27, 43–61.

Stork, N. E. (1997): Measuring global biodiversity and its decline. In: Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. und Wilson, E. O. (Hrsg.): Biodiversity II. Washington, DC: Henry Press, 41–68.

Streit, M. E. (1995): Dimensionen des Wettbewerbs – Systemwandel aus ordnungsökonomischer Sicht. Zeitschrift für Wirtschaftspolitik 44, 113–134.

Strobel, G. A. und Long, D. M. (1998): Endophytic microbes embody pharmaceutical potential. ASM News 64, 263–268.

Strobel, G. A., Yang, X., Sears, J., Kramer, R., Sidhu, R. S. und Hess, W. M. (1996): Taxol from *Pestalotiopsis microspora* , an endophytic fungus of *Taxus wallachiana* . Microbiology 142, 435–40.

Strunz, J. (1998): Das Regionalmanagement – eine Aufgabe für Regionalplaner. Raumforschung und Raumordnung (5/6), 435–442.

Suchanek, A. (1998): Nachhaltigkeit und Wettbewerb. In: Renner, A. und Hinterberger, F. (Hrsg.): Zukunftsfähigkeit und Neoliberalismus. Zur Vereinbarkeit von Umweltschutz und Wettbewerbswirtschaft. Baden-Baden: Nomos, 199–216.

L Literatur

Sukopp, H. (1998): Urban ecology – Scientific and practical aspects. In: Breuste, J., Feldmann, H. und Uhlmann, O. (Hrsg.): Urban ecology. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 3–16.

Suplie, J. (1996): Globale Biodiversitätspolitik – Konvention und Protokolle. In: Simonis, U. E. (Hrsg.): Weltumweltpolitik. Grundriß und Bausteine eines neuen Politikfeldes. Berlin: Edition Sigma, 199–238.

Swanson, T. (1994): The economics of extinction revisted and revised: A generalised framework for the analysis of the problems of endangered species and biodiversity losses. Oxford Economic Papers 46 (Supplementary Issues), 800–821.

Swift, M. J. und Anderson, J. M. (1994): Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. In: Schulze, E. D. und Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem function. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 15–38.

Szagun, G., Mesenholl, E. und Jelen, M. (1994): Umweltbewußtsein bei Jugendlichen. Emotionale, handlungsbezogene und ethische Aspekte. Frankfurt/M.: Peter Lang.

Taiz, L. und Zeiger, E. (1991): Plant physiology. Redwood City, Ca.: Benjamin/Cummings.

Tansley, A. G. (1935): The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16, 284–307.

Tautz, D. und Schliewen, U. (1999): Impact of neozoans on genetic biodiversity. In: UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.): Alien organisms in Germany. Berlin: UBA, 90–96.

Taylor, P. (1986): Respect for nature. A theory of environmental ethics. Princeton: Princeton University Press.

Teuscher, E. (1997): Biogene Arzneimittel. Biologie-Chemie-Pharmakologie. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.

Thigpen, J. T., Blessing, J. A., Vance, R. B. und Lambuth, B. W. (1989): Chemotherapy in ovarian carcinoma: Present role and future prospects. Seminars in Oncology 16 (4 Suppl 6), 58–65.

Tian, H., Melillo, J. M., Kicklighter, D. W., McGuire, A. D., Helfrich, J. V. K., Moore, B. und Vörösmarty, C. J. (1998): Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. Nature 396, 664–667.

Tierney, A. (1998): Can CITES prevent the tiger being worshipped to death in China? Asia Pacific Journal of Environmental Law 3 (1), 3–21.

Tilman, D. (1977): Resource competition between planctonic algae: An experimental and theoretical approach. Ecology 58, 338–348.

Tilman, D. (1993): Community diversity and succession: The role of competition, dispersal, and habitat modification. In: Schulze, E. D. und Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies 99, 327–341.

Tilman, D. und Downing, J. A. (1994): Biodiversity and stability in grasslands. Nature 367, 363–365.

Tilman, D., Knops, J. und Wedin, D. (1996): Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. Nature 379, 718–720.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. und Siemann, E. (1997): The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Science 277, 1300–1302.

Tilzer, M. M. (1990): Environmental and physiological control of the primary production process. In: Tilzer, M. M. und Serruya, C. (Hrsg): Large lakes: Ecological structure and function. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 339–367.

Tivy, J. (1993): Landwirtschaft und Umwelt. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Tokeshi, M. (1999): Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives. Oxford: Blackwell Science.

Tomascik, T., Mah, A. J., Nontji, A. und Moosa, M. K. (1997): The ecology of the Indonesian Seas. Singapore: Periplus Editions.

Transparency International (1998): The Corruption Perceptions Index. Internet-Datei: http://www. transparency.de/documents/cpi/index.html. Berlin: Transparency International.

Trenbath, B. R. (1974): Biomass productivity of mixtures. Advances in Agronomy 26, 177–210.

Trepl, L. (1993): Biologische Invasionen als Modell für Probleme der Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen - zur Frage der „Resistenz“ von Lebensgemeinschaften. Texte Umweltbundesamt (20). Berlin: UBA, 147–160.

Trepl, L. (1994): Zur Theorie urbaner Biozönosen. Einige Hypothesen und Forschungsfragen. In: Wittig, R. und Fründ, C. (Hrsg.): Stadtökologie: Versuch einer Standortbestimmung. Überarbeitete Fassung der Vorträge des ersten Arbeitstreffens des Arbeitskreises Stadtökologie in der Gesellschaft für Ökologie am 12./13. November 1993 in Osnabrück. Frankfurt/M.: Geobotanisches Kolloquium, 17–32.

Trommer, G. und Noack, R. (1997): Die Natur in der Umweltbildung – Perspektiven für Großschutzgebiete. Weinheim: dtv.

Tuan, Y. (1974): Topophilia. A study of environmental perception, attitudes and values. Englewood Cliffs, New York: Prentice Hall.

Twongo, T. (1993): The spread of water hyacinth on Lakes Victoria and Kyoga, and some implications for aquatic biodiversity and fisheries. People, Fisheries, Biodiversity and the Future of Lake Victoria 93 (3), 42.

UBA – Umweltbundesamt (1997a): Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin: Schmidt.

UBA – Umweltbundesamt (1997b): Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Berlin: Schmidt.

Udvardy, M. D. F. (1975): A classification of the biogeographical provinces of the world. IUCN Occasional Paper No. 18. Gland: The World Conservation Union (IUCN).

Uhl, C. (1992): Restauration degradierter Gebiete im Amazonasbecken. In: Wilson, E. O. (Hrsg.): Ende der biologischen Vielfalt? Heidelberg, Berlin: Spektrum, 351–357.

Ulrich, B. (1994): Process hierarchy in forest ecosystems. An integrating ecosystem theory. In: Godbold, D. L. und Hüttermann, A. (Hrsg.): Effects of acid rain on forest processes. Chichester, New York: Wiley, 353–397.

Ulrich, B. (1996): Die historische Entwicklung des Beziehungsgefüges Wald-Mensch-Umwelt aus ökosystemarer Sicht. Naturwissenschaften 83, 49–60.

UN – United Nations (1993): Second report on the world food situation. Band 2: Country trends, methods and statistics. Genf: United Nations (UN).

UNCED – United Nations Conference on Environment and Development (1992): Agenda 21. Agreements on Environment and Development. Rio de Janeiro: UNCED.

UNCHS – United Nations Centre for Human Settlements (Habitat) (1998): Best Practices and Local Leadership Programme (BLP). Internet-Datei: http://www.undp.org/un/habitat/blp/index.html. Genf: UNCHS.

UNCHS – United Nations Centre for Human Settlements (Habitat) (1999): Best practices database. Internet-Datei: http://www.bestpractices.org. Genf: UNCHS.

UNEP – United Nations Environment Programme (Hrsg.) (1995): Global biodiversity assessment. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

UNEP – United Nations Environmental Programme und WMO – World Meteorological Organization (1992): Text of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). UNEP/WMO Information Unit on Climate Change: Genf: UN.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (1996a): Biosphere reserves. The Seville strategy and the statutory framework of the world network. Man and the Biosphere Programme. Paris: UNESCO.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (1996b): The Man and the Biosphere Programme. Internet-Datei http://www.unesco.org/mab/. Genf: UNESCO.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (1999): Properties included in the World Heritage List. Internet-Datei: http://www.unesco.org/whc/archive/list99-eng.pdf. Paris: UNESCO World Heritage Center.

Uppenbrink, M. (1998): Grundlagen von Zielbestimmungen des Naturschutzes in Deutschland. In: BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland – Tagungsband zum Fachgespräch. Bonn: BMU, 17–27.

van Wingerden, K. R. E., van Kreveld, A. R. und Bongers, W. (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (*Orth., Acrididae*) in natural and fertilized grasslands. Journal of Applied Entomology 113, 138–152.

Vandermeer, J. H. (1989): The ecology of intercropping. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Vandermeer, J. H. (1996): Biodiversity loss in and around agroecosystems. In: Grifo, F. und Rosenthal, J. (Hrsg.): Biodiversity and human health. Washington, DC: Island Press, 111–127.

Vandermeer, J. H. und Perfecto, I. (1995): Breakfast of biodiversity: The truth about rainforest destruction. Oakland: Food First Books.

Vandermeer, J. H., van Nordwijk, M., Anderson, J., Ong, C. und Perfecto, I. (1998): Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. Agriculture, Ecosystems & Environment 67, 1–22.

Vaughan, D. A. (1994): The wild relatives of rice. Manila: International Rice Research Institute.

Vaughan, D. A. und Chang, T. T. (1995): Collecting the rice gene pool. In: Guarino, L. und Rao, V. R. (Hrsg.): Collecting plant genetic diversity – technical guidelines. Wallingford: CAB International, 659–675.

Vavilov, N. I. (1926): Geographical regularities in the distribution of the genes of cultivated plants. Bulletin of Applied Botany 17 (3), 411–428.

Verhoosel, G. (1998): Prospecting for marine and coastal biodiversity: International law in deep water? The International Journal of Marine and Coastal Law 13 (1), 91–104.

Verissimo, A., Baretto, P., Tarif, R. und Uhl, C. (1995): Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: The case of Mahogany. Forest Ecology and Management 72, 39–60.

Vermeij, G. J. (1996): An agenda for invasion biology. Biological Conservation 78, 3–9.

Virchow, D. (1999): Conservation of genetic resources: Costs and implications for a sustainable utilization of plant genetic resources for food and agriculture.

Vischer, W. (1999): Sondergutachten „Umweltethik“. Tübingen: Universität Tübingen.

Vitousek, P. M., D’Antonio, C. M., Loope, L. L. und Westbrook, R. (1996): Biological invasions as global environmental change. American Scientist 84, 468–478.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. und Melillo, J. M. (1997): Human domination of Earth’s ecosystems. Science 277, 494–499.

Vogel, D. (1997): Trading up and governing across: Transnational governance and environmental protection. Journal of European Public Policy 4 (4), 556–571.

Volk, T. (1996): Miniaturizing simplified agro-ecosystems for advanced life support. Ecological Engineering 6, 99–108.

Volk, T. (1998): GAIA’s body - toward a physiology of Earth. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

Vollenweider, R. A. (1968): Scientific fundamentals of the entrophication of lakes and flowing waters, with special reference to nitrogen and phosphorus as factors in entrophication. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD).

von Bloh, W., Block, A. und Schellnhuber, H.-J. (1997): Self-stabilization of the biosphere under global change: A tutorial geophysiological approach. Tellus 49B, 249–262.

Walden, R., Hayashi, H. und Schell, J. (1991): T-DNA as a gene tag. The Plant Journal 1, 281–288.

Walker, B. H. (1992): Biodiversity and ecological redundancy. Conservation Biology 6 (1), 18–23.

Walker, B. und Steffen, W. (1997): The terrestrial biosphere and global change: Implications for natural and managed ecosystems. A synthesis of GCTE and related research. IGBP-Science No. 1. Executive Summary. Stockholm: IGBP Secretariat.

Walker, J. C. G., Hays, P. B. und Kasting, J. F. (1981): A negative feedback mechanism for the long-term stabilization of Earth’s surface temperature. Journal of Geophysical Research 86, 9776–9782.

Walker, R. und Homma, A. K. O. (1996): Land-use and land cover dynamics in the Brazilian Amazon: An overview. Ecological Economics 18, 67–80.

Walker, S., Steffen, W., Canadell, J. und Ingram, J. (1999): The terrestrial biosphere and global change. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Walter, H. und Breckle, S.-W. (1983): Ökologie der Erde. Band 1. Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. Stuttgart: UTB.

Walters, C. (1986): Adaptive management of renewable resources. New York: Macmillan.

Walters, C. (1997): Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. Conservation Ecology [online] 1 (2), 1. Internet-Datei: http://www.consecol.org/vol1/iss2/art1.

Walz, N. (1992): New invasions, increase, and ecological equilibrium of *Dreissena polymorpha* populations in central and southern Europe. Journal of Shellfish Research 11 (1), 241.

Wani, M. C., Taylor, H. L., Wall, M. E., Croggon, P. und McPhail, A. T. (1971): Plant antitumor agents. VI. The isolation and structure

of taxol, a novel antileukemic and antitumor agent from *Taxus brevifolia*. Journal of the American Chemical Society 93 (9), 2325–2327.

Wardle, D. A., Zackrisson, O., Hörnberg, G. und Gallet, C. (1997): The influence of island area on ecosystem properties. Science 277, 1296–1299.

Warrick, R. A., Le Provost, C., Meier, M. F., Oerlemans, J. und Woodworth, P. L. (1996): Changes in sea level. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): Climate change 1995. The science of climate change. Contributions of Working Group I to the Second Assessment Report of the IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 363–397.

Watson, A. J. und Lovelock, J. E. (1983): Biological homeostatis of the global environment. Tellus 35B, 284–289.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1993): Welt im Wandel: Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen. Jahresgutachten 1993. Bonn: Economica.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1994): Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. Jahresgutachten 1994. Bonn: Economica.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1995): Szenario zur Ableitung globaler CO_2-Reduktionsziele und Umsetzungsstrategien. Stellungnahme zur 1. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Berlin. Bremerhaven: WBGU.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1996a): Welt im Wandel: Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. Jahresgutachten 1995. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1996b): Welt im Wandel: Herausforderung für die deutsche Wissenschaft. Jahresgutachten 1996. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1998a): Welt im Wandel: Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Jahresgutachten 1997. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1998b): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten 1998. Bremerhaven: WBGU.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1999a): Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahresgutachten 1998. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1999b): Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten 1999. Marburg: Metropolis.

WCED – World Commission on Environment and Development (1996): Our common future. Oxford: Oxford University Press.

WCMC – World Conservation Monitoring Centre (1992): Global biodiversity. Status of the Earth's living resources. London: Chapman and Hall.

WCMC – World Conservation Monitoring Centre (1998): Freshwater biodiversity: a preliminary global assessment. Cambridge, UK: WCMC.

WCMC – World Conservation Monitoring Centre (1999a): Protected area database. Internet-Datei: http://www.wcmc.org.uk/protected_areas/data/nat.htm. Cambridge, UK: WCMC.

WCMC – World Conservation Monitoring Centre (1999b): Forest information service. Internet-Datei: http://www.wcmc.org.uk/forest/data/. Cambridge, UK: WCMC.

Wegehenkel, L. (1981): Marktsystem und exklusive Verfügungsrechte an Umwelt. In: Wegehenkel, L. (Hrsg.): Marktwirtschaft und Umwelt. Tübingen: Mohr, 236–270.

Wegner, G. (1998): Wettbewerb als politisches Kommunikations- und Wahlhandlungsproblem. Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie 17, 281–308.

Weichart, P. (1989): Werte und Steuerung von Mensch-Umwelt-Systemen. In: Glaeser, B. (Hrsg.): Humanökologie. Grundlagen präventiver Umweltpolitik. Opladen: Westdeutscher Verlag, 76–94.

Weigmann, G. (1995): Die Stadt als ökologisches System. In: Jänicke, M., Bolle, H.-J. und Carius, A. (Hrsg.): Umwelt Global. Veränderungen, Probleme, Lösungsansätze. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 73–85.

Weikard, H.-P. (1998): Der Wert der Artenvielfalt: Eine methodische Herausforderung an die Ökonomik. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 21 (2), 263–273.

Wells, M. und Brandon, K. (1992): People and parks – linking protected area management with local communities. Washington, DC: The World Bank.

Weltbank (1998): World Development Report 1998/99. Knowledge for development. Oxford, New York: Oxford University Press.

West, R. (1994): Progressive constitutionalism: Reconstructing the Fourteenth Amendment. Durham: Duke University Press.

Western, D. (1989): The ecological value of elephants: A keystone role in Africa's ecosystems. In: Ivory Trade Review Group (Hrsg.): The ivory trade and the future of the African elephant. Oxford: Queen Elizabeth House.

Wetzel, R. G. (1983): Limnology. Philadelphia: Saunders College Publishing.

White, A. und Friend, A. D. (1998): Development of global terrestrial ecosystem models to predict changes in vegetation and the carbon sink on land. ITE Scientific Report 1997–1998, 88–91.

White jr., L. (1967): The historical roots of our ecologic crisis. Science 155, 1203–1207.

WHO – World Health Organization (1998): The world health report 1998. Life in the 21st century: A vision for all. Genf: WHO.

Whyndham, A. und Evansa, G. (1998): National biosafety legislation and trade in agricultural commodities. BINAS News 4 (2–3), 23–46.

Wilkerson, F. P., Kobayashi, D. und Muscatine, L. (1988): Mitotic index and size of symbiotic algae in Caribbean reef corals. Coral Reefs 8, 171–179.

Wilkinson, C. R. und Buddemeier, R. W. (1994): Global climate change and coral reefs: Implications for people and reefs. UNEP-IOC-ASPEI-IUCN Global Task Team on Coral Reefs. Nairobi: UNEP.

Williams, G. C. (1966): Adaptation and natural selection. Princeton: Princeton University Press.

Williams, P. H. (1998): Key sites for conservation: Area-selection methods for biodiversity. In: Mace, G. M., Balmford, A. und Ginsberg, J. R. (Hrsg.): Conservation in a changing world: Integrating processes into priorities for action. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 211–249.

Williamson, M. H. und Fitter, A. (1996): The characters of successful invaders. Biological Conservation 78, 163–170.

Wilson, E. O. (1995): Der Wert der Vielfalt. Die Bedrohung des Artenreichtums und das Überleben der Menschheit. München: Piper.

Wink, R. (1998): Langzeitverantwortung – wie kommt die Zukunft in das Alltagshandeln? In: Klemmer, P., Becker-Soest, D. und Wink, R. (Hrsg.): Liberale Grundrisse einer zukunftsfähigen Gesellschaft. Baden-Baden: Nomos, 285–305.

Winkler, T. D. (1998): Die gegenseitige Anerkennung – Achillesferse des Regulierungswettbewerbs. Jena: Max-Planck-Institut zur Erforschung von Wirtschaftssystemen.

Wissenschaftsrat (1994): Stellungnahme zur Umweltforschung in Deutschland. Köln: Wissenschaftsrat.

Wohlwill, J. F. (1976): Environmental aesthetics: The environment as a source of effect. In: Altman, I. und Wohlwill, J. F. (Hrsg.): Human behavior and the environment: Advances in theory and research. Band 1. New York: Plenum, 37–86.

Wold, C. (1998): The futility, utility and future of the Biodiversity Convention. Colorado Journal of International Environmental Law and Policy 9 (1), 1–42.

Wolf-Gladrow, D. (1994): The ocean as part of the global carbon cycle. Environmental Science and Pollution Research 1, 99–106.

Wolf-Gladrow, D., Riebesell, U., Burkhardt, S. und Bijma, J. (1999): Direct effects of CO_2 concentration on growth and isotopic composition of marine plankton. Tellus (im Druck).

Wolfrum, R. (1999): Means of ensuring compliance with and enforcement of international environmental law. Den Haag: Nijhoff.

Wolters, G. (1995): „Rio“ oder die moralische Verpflichtung zum Erhalt der natürlichen Vielfalt. Zur Kritik einer UN-Ethik. In: GAIA 4 (4), 244–249.

Wood, D. und Lenne, J. (1997): The conservation of agrobiodiversity on farm: Questioning the emerging paradigm. Biodiversity Conservation 6, 106–120.

Woodwell, G. M., Mackenzie, F. T., Houghton, R. A., Apps, M., Gorham, E. und Davidson, E. (1998): Biotic feedbacks in the warming of the Earth. Climatic Change 40, 495–518.

World Commission on Environment and Development (1987): Our common future. Oxford, New York: Oxford University Press.

World Tourism Organization (1997): Tourism highlights 1997. Madrid: World Tourism Organisation.

Worldwatch Institute (1995): State of the World 1995. London, New York: Norton.

WRI – World Resources Institute (1996): World resources 1996–97. The urban environment. New York, Oxford: Oxford University Press.

WRI – World Resources Institute (1997): The last frontier forests: Ecosystems and economies on the edge. Internet-Datei: http://www.wri.org/ffi/maps/. Washington, DC: WRI.

WRI – World Resources Institute (1998a): World resources 1998/1999. New York, Oxford: Oxford University Press.

WRI – World Resources Institute (1998b): Reefs at risk: A map-based indicator of threats to the world's coral reefs. Internet-Datei: http://www.wri.org/indictrs/reefrisk.htm. Washington, DC: WRI.

WRI – World Resources Institute (1999): Global forest watch: Linking forests and people. Internet-Datei: http://www.wri.org/wri/gfw/. Washington, DC: WRI.

WRI – World Resources Institute, IUCN – International Union for the Conservation of Nature und UNEP – United Nations Environment Programme (1992): Global biodiversity strategy. Guidelines for action to save, study, and use the Earth's biotic wealth sustainably and equitably. Washington, DC: WRI, IUCN und UNEP.

WTO – World Trade Organisation (1996): Report of the WTO Committee on Trade and Environment. PRESS/TE 014. Genf: WTO.

WTTC – World Travel and Tourism Council (1995): Agenda 21 for the Travel and Tourism Industry. Towards sustainable development. London: WTTC.

Wunder, S. (1997): From Dutch disease to deforestation – A macroeconomic link? A case study from Equador. CDR Working Paper 97. Internet-Datei: http://www.cdr.dk/wp-97-6.htm.

WWF – World Wide Fund for Nature (1998): Too much fishing fleet, too few fish. Gland: WWF

Xue, Y. und Shukla, J. (1998): Model simulation of the influence of global SST anomalies on Sahel rainfall. Monthly Weather Review 126 (11), 2782–2792.

Yachi, S. und Loreau, M. (1998): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 96 (4), 1463–1468.

Yazon, G. und Benjamin, R. A. (1997): Finanzierung in ländlichen Gebieten. Finanzierung & Entwicklung 37 (4), 38–41.

Yong, K. T. (1989): Coastal resources management in the ASEAN region: Problems and directions. In: Chua, T. E. und Pauly, D. (Hrsg.): Coastal area management in South-east Asia: Policies, management strategies and case studies. Philippines: ICLARM.

Young, A. (1998): Land resources. Now and for the future. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Zedan, H. (1995): Loss of plant diversity: A call for action. In: Guarino, L. und Rao, V. R. (Hrsg.): Collecting plant genetic diversity. Technical guidelines. Wallingford: CAB International, ix–xiv.

Zelles L., Bai, Q. Y., Ma, R. X., Rackwitz, R., Winter, K. und Beese, F. (1997): Microbial biomass, metabolic activity and nutritional status determined from fatty acid patterns and poly-hydroxybutyrate in agriculturally-managed soils. Soil Biology & Biochemistry 26 (4), 439–446.

Zeven, A. C. (1998): Landraces: A review of definitions and classifications. Euphytica 104, 127–139.

Ziegler, W., Bode, H.-J., Mollenhauer, D., Peters, D. S., Schimcke, H. K., Trepl, L., Türkay, M., Zizka, G. und Zwölfer, H. (1997): Biodiversitätsforschung: ihre Bedeutung für Wissenschaft, Anwendung und Ausbildung. Fakten, Argumente und Perspektiven. Kleine Senckenberg Reihe Nr. 26. Frankfurt/M.: Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft.

Zirnstein, G. (1994): Ökologie und Umwelt in der Geschichte. Marburg: Metropolis.

Zohary, D. (1970): Centers of diversity and centers of origin. In:

L **Literatur**

Frankel, O. H. und Bennett, E. (Hrsg.): Genetic resources in plants. Their exploration and conservation. IBP Handbook 11. Oxford: Blackwell, 33–42.

Zürn, M. (1997): „Positives Regieren“ jenseits des Nationalstaates. Zur Implementation internationaler Umweltregime. Zeitschrift für Internationale Beziehungen 4 (1), 41–68.

Zürn, M. (1998a): Regieren jenseits des Nationalstaates. Globalisierung und Denationalisierung als Chance. Frankfurt/M.: Suhrkamp.

Zürn, M. (1998b): Gesellschaftliche Denationalisierung und Regieren in der OECD-Welt. In: Kohler-Koch, B. (Hrsg.): Regieren in entgrenzten Räumen. Opladen: Westdeutscher Verlag, 91–120.

Zwölfer, H. (1994): Structure and biomass transfer in food webs: Stability, fluctuations, and network control. In: Schulze, E.-D. (Hrsg.): Flux control in biological systems. San Diego: Academic Press, 365–419.

Glossar

M

Adaptives Management ist flexibler, anpassungsfähiger Umgang mit natürlichen oder künstlichen Ökosystemen (↬ Ökosystemansatz). Das nur unvollkommene Wissen über biologische Systeme und ihr stetiger Wandel werden als grundlegende Realität anerkannt. Ziele oder Strategien werden nicht „ein für alle Mal“ festgesetzt, sondern es wird eine undogmatische, experimentelle Herangehensweise verwendet, deren Ergebnisse ausgewertet und in Rückkopplung verwendet werden, um das Management zu verbessern. Adaptives Management zeichnet sich durch eine generelle Abneigung gegen irreversible Eingriffe und eine generelle Vorliebe für hohe biologische und kulturelle Vielfalt aus.

AGENDA 21 ist das rechtlich nicht bindende Aktionsprogramm für eine ↬ nachhaltige Entwicklung, das 1992 auf der Konferenz der Vereinten Nationen zu Umwelt und Entwicklung beschlossen wurde. Die AGENDA 21 umfaßt 40 Kapitel, in denen Einzelmaßnahmen zu sektoralen Themen (etwa Kapitel 15 zur Erhaltung der biologischen Vielfalt) oder zu übersektoralen Themen (etwa zu „Finanzen“, „Jugend“ oder „Institutionen“) empfohlen werden.

Agrarbiodiversität ist die ↬ biologische Vielfalt aller Organismen in Agrarökosystemen und die Vielfalt dieser Systeme selbst. Die Zusammensetzung der Agrarbiodiversität wurde durch ca. 10.000 Jahre Landwirtschaft hervorgebracht und würde ohne sie nicht existieren. Der weltweite Trend zur Abnahme der Agrarbiodiversität bleibt ungebrochen.

Albedo ist der meist in Prozent angegebene Anteil der Sonnenstrahlung, der an der Erdoberfläche (Boden, Wasser, Eis und Vegetation) oder an Wolken reflektiert wird.

Artenvielfalt ist Teil der ↬ biologischen Vielfalt. Sie wird meist als Artenzahl pro Flächeneinheit angegeben. Die gesamte Artenvielfalt hat im Lauf der Erdgeschichte stark zugenommen. Durch 5 große Aussterbeereignisse wurde sie vorübergehend drastisch verringert, hatte aber im frühen Holozän (vor ca. 10.000 Jahren) ihr Maximum erreicht. Derzeit droht eine vom Menschen verursachte 6. Aussterbewelle. Die Zahl der Arten, die heute auf der Erde leben, kann nur grob geschätzt werden, eine der Schätzungen liegt bei ca. 14 Mio. Arten, mit einer Variationsbreite von 4–110 Mio. Arten (Tab. D 1.2-1).

Bewertung biosphärischer Leistungen ist der Versuch, biosphärischen Leistungen einen ↬ Wert zuzuschreiben. Ökonomische Bewertungsansätze zielen mittels Monetarisierung darauf ab, ein monetäres Nutzenäquivalent für biosphärische Leistungen zu ermitteln, um einen Beitrag zur Objektivierung und Vergleichbarkeit zu leisten. Dies schmälert nicht die Bedeutung ethischer Bewertungskonzepte, insbesondere in den Fällen, in denen der ökonomische Ansatz aufgrund der Nichtsubstituierbarkeit und Irreversibilität vieler biosphärischer Leistungen an die Grenzen seiner Anwendbarkeit stößt.

Biodiversität ↬ biologische Vielfalt.

Biodiversitätskonvention (oder „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“, „Convention on Biological Diversity – CBD“) ist das zentrale und maßgebliche internationale Regelwerk für die Biosphäre (Kap. I 3). Sie wurde 1992 auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung gezeichnet, trat 1993 in Kraft und wurde inzwischen von 178 Staaten ratifiziert. Die Vertragsstaaten der CBD verpflichten sich (1) zur Erhaltung der ↬ biologischen Vielfalt, (2) zu einer nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile und (3) zu einem ausgewogenen Ausgleich für die sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebenden Vorteile. Damit ist die CBD keine reine Naturschutzkonvention, sondern sie regelt auch die Verfügbarkeit und Nutzung biologischer Vielfalt. Bestehende biosphärenrelevante Konventionen, Programme und Institutionen haben sich seit Inkrafttreten der CBD neu orientiert und ihre Arbeit an die neuen Ziele und Konzepte der CBD angepaßt.

Biologische Imperative sind Prinzipien, die helfen sollen, die ↬ Werte der Biosphäre für heutige und kommende Generationen zu erhalten und nachhaltig zu nutzen, da im Fall der Biosphäre nicht immer definierbare Schadensgrenzen (↬ Leitplanken) festgelegt werden können.

Biologische Vielfalt (oder „Biodiversität“) steht für die Vielfalt der Lebensformen in allen ihren Ausprägungen und Beziehungen untereinander. Eingeschlossen ist die gesamte Bandbreite an Variation in und Variabilität zwischen Systemen und Organismen der drei unten aufgeführten verschiedenen Ebenen sowie die strukturellen und funktionellen Beziehungen zwischen diesen Ebenen, einschließlich des menschlichen Einwirkens:
(1) ökologische Diversität – Vielfalt von Biomen, Landschaften und Ökosystemen bis hin zu ökologischen Nischen,
(2) Diversität zwischen Organismen – Vielfalt zwischen taxonomischen Gruppen wie Stämmen, Familien, Gattungen bis hin zu ↬ Artenvielfalt,
(3) genetische Diversität – Vielfalt von Populationen über Individuen bis hin zu Genen und Nukleotidsequenzen.

Biom ist die größte biogeographische Einheit, eine großflächige Lebensgemeinschaft mit ähnlichen Lebensformen und klimatischen Bedingungen, aber unter Umständen einer Vielzahl von eingegliederten Ökosystemtypen. Biome werden in der Regel nach dem vorherrschenden Vegetationstyp benannt, z. B. tropischer Regenwald, Savanne oder Tundra.

Bioprospektierung (oder „Prospektierung biologischer Vielfalt“) ist die Erkundung biologischen Materials (Sammlung, Identifizierung, Analyse) zum Zweck der Aufbereitung für eine potentielle industrielle

Nutzung (Kap. D 3.3). Aufgrund des höheren Erfolgsgrads wird dies vornehmlich in Ländern mit hoher ➥ biologischer Vielfalt betrieben.

Bioregion ist ein geographisch abgrenzbarer Raum, der durch seine naturräumliche Ausstattung wie auch durch seine Kultur und Geschichte charakterisiert ist und mehrere Ökosystem- und ➥ Landschaftsnutzungstypen umfaßt (z. B. Wassereinzugsgebiete, Wälder, Ackerland, Siedlungen). Die Bioregion bietet einen geeigneten Rahmen für das Management biologischer Ressourcen (➥ bioregionales Management), weil die Zusammenschau der Ökosysteme einer Region mit ihren Vernetzungen und ihren Stoffflüssen erleichtert und eine enge Rückkopplung von Maßnahmen und ihren Auswirkungen gesichert wird. Durch die Überschaubarkeit der Bioregion und die enge Kopplung von lokaler Bevölkerung und Politik können Interessenkonflikte vor Ort besser gelöst werden.

Bioregionales Management versucht, für eine ➥ Bioregion unter Nutzung eines vielseitigen Instrumentenmixes und unter Einbeziehung der relevanten Gruppen und Institutionen ein abgestuftes Schutz- und Nutzungskonzept für die biologischen Ressourcen zu entwickeln und umzusetzen (Kap. E 3.9.2). Ein Zonierungskonzept, die Vernetzung und Beteiligung relevanter Akteure, die Berücksichtigung von Nachhaltigkeitsregeln auf intensiv genutzten Flächen, ➥ adaptives Management und der Aufbau von Kapazitäten sind wesentliche Elemente dieses Ansatzes.

Biosafety (oder „Sicherheit von Biotechnologie“) bezeichnet Strategien zum Umgang mit Risiken der Biotechnologie, insbesondere der Weitergabe, Handhabung und Verwendung genetisch veränderter Organismen (Kap. D 3.2). Die Verwilderung transgener Pflanzen und deren unkontrollierte Ausbreitung, eventuelle negative Sekundäreffekte in natürlichen Ökosystemen und in Lebensmitteln sind Beispiele für solche Risiken, die sich durch hohe Ungewißheit im Bereich der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Schadensausmaßes sowie der jeweiligen Abschätzungssicherheiten dieser beiden Parameter auszeichnen. Derzeit wird zu diesem Thema ein internationales Abkommen verhandelt (Biosafety-Protokoll zur ➥ Biodiversitätskonvention).

Biosphäre ist der von Leben erfüllte Raum der Erde, von der belebten Schicht der Erdkruste (inklusive der Seen und Ozeane) bis hin zur unteren Schicht der Atmosphäre. Die Biosphäre bildet ein nahezu ausschließlich von der Sonnenenergie angetriebenes globales Ökosystem, das aus Organismen und dem Teil der unbelebten Materie besteht, der mit den Organismen in Wechselwirkung steht. Sie ist gekennzeichnet durch komplexe, weltumspannende Stoffkreisläufe. Die Menschen mit ihren wirtschaftlichen Aktivitäten sind als Lebewesen ebenfalls Bestandteile der Biosphäre. Die Biosphäre ist funktional eng mit der Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre vernetzt.

Brennpunkte biologischer Vielfalt (oder „hotspots“) sind Regionen der Erde, die reich an ➥ biologischer Vielfalt und endemischen Arten sind und deren natürliche Lebensräume zugleich bedroht sind. Sie machen nur etwa 2% der Landoberfläche aus, enthalten aber mehr als 50% der Vielfalt. Viele dieser Brennpunkte liegen in tropischen Entwicklungsländern.

Debt swaps bezeichnen den „Tausch“ von Schuldentiteln (in der Regel der Entwicklungsländer) gegen Leistungen, etwa einer bestimmten Umweltpolitik (debt for nature swaps) oder einer bestimmten Ernährungssicherungspolitik (debt for food security swaps). In welcher Form die Transaktionen erfolgen, hängt von der Art der Schulden ab. Bei Schulden gegenüber ausländischen Banken eröffnen beispielsweise die debt for nature swaps Möglichkeiten, gleichzeitig Erfolge gegen die Schuldenkrise und für den Umweltschutz zu erzielen.

Disposition bezeichnet im ➥ Syndromkonzept die Anfälligkeit einer Region für ein bestimmtes Syndrom. Der „Dispositionsraum“ bezeichnet die geographische Verteilung der Disposition; er wird durch natürliche und anthropogene Rahmenbedingungen bestimmt, die sich nur langfristig ändern.

Evapotranspiration ist die Summe der Wasserverdunstung vom Erdboden und von der Vegetation.

Ex-situ **-Erhaltung** ist die Erhaltung von Bestandteilen ➥ biologischer Vielfalt außerhalb ihres natürlichen Lebensraums, also etwa in Genbanken oder botanischen und zoologischen Gärten.

Exposition bezeichnet im ➥ Syndromkonzept natürliche oder anthropogene Ereignisse bzw. schnelle Prozesse, wie etwa Naturkatastrophen oder plötzliche Wechselkursschwankungen, die in einer krisenanfälligen Region – in der eine ➥ Disposition vorliegt – ein Syndrom auslösen können.

Genetische Ressource ist jedes genetische Material (d. h. biologisches Material mit funktionsfähiger Erbinformation), wenn es von aktuellem oder potentiellem Nutzen für Menschen ist.

Genetische Vielfalt bezeichnet die Vielfalt genetischer Information innerhalb von Populationen, Arten oder ➥ Ökosystemen. Sie bildet eine Ebene der ➥ biologischen Vielfalt. Eine hohe genetische Vielfalt sichert z. B. das Potential einer Art, sich an Veränderungen der Umwelt erfolgreich anzupassen, denn Selektion – gleich ob natürlich oder, wie bei der Züchtung, künstlich – kann nur erfolgen, wenn genetische Vielfalt vorhanden ist. Daher ist sie für die Pflanzenzüchtung von unschätzbarem Wert und auch Voraussetzung für die natürliche Evolution. Die genetische Vielfalt bei vom Menschen genutzten Pflanzen und Tieren nimmt derzeit rapide ab (Gen-Erosion).

Global governance ist ein in Politik wie Politikwissenschaft zunehmend gebrauchter Begriff, für den es

gleichwohl noch keine abschließende und einvernehmliche Definition gibt; teils wird der Begriff normativ, teils analytisch gebraucht. Oft wird mit global governance die These umschrieben, daß die starke Zunahme internationaler Institutionen der letzten Jahrzehnte nicht nur eine quantitative Änderung bewirkte, sondern durchaus zu einer neuen Qualität geführt hat, die das traditionelle Verständnis einer Politik zwischen Staaten übersteigt. Global governance ist jedenfalls nicht gleichzusetzen mit einer Form von Weltregierung (government). Es gibt – mit jeweils anderer Konnotation – mehrere deutsche Entsprechungen des Begriffs: Weltordnungspolitik, globale Gouvernanz oder globale Strukturpolitik.

Globales Beziehungsgeflecht bezeichnet im ↬ Syndromkonzept ein qualitatives Netzwerk aus den ↬ Trends des Globalen Wandels und ihren Wechselwirkungen. Das Globale Beziehungsgeflecht bietet eine hochaggregierte, auf einzelne Phänomene bezogene Systembeschreibung des Globalen Wandels.

In-situ **-Erhaltung** ist das Aufrechterhalten (bzw. Wiederherstellen) ↬ biologischer Vielfalt in natürlichen ↬ Ökosystemen. Lebensfähige Populationen von Arten werden in ihren natürlichen Lebensräumen erhalten oder – im Fall von domestizierten Arten oder Sorten – in den Lebensräumen, in denen sie ihre besonderen Eigenschaften erworben haben.

Internationale Regime sind Regelwerke von impliziten oder expliziten Prinzipien, Normen, Regeln und Entscheidungsprozessen, in denen die Erwartungen von Akteuren – in der Regel Staaten – in einem Bereich der internationalen Beziehungen zusammenlaufen.

Kernprobleme des Globalen Wandels sind im ↬ Syndromkonzept die zentralen Phänomene des Globalen Wandels. Sie erscheinen dort entweder als besonders herausragende ↬ Trends des Globalen Wandels, wie etwa der anthropogene Klimawandel, oder sie bestehen aus mehreren zusammenhängenden Trends. Ein solcher „Megatrend“ ist beispielsweise das Kernproblem „Bodendegradation“, das sich aus mehreren Trends wie Erosion, Versalzung, Kontamination usw. zusammensetzt.

Kritikalitätsindex ist ein zusammengesetzter Indikator, der die Anfälligkeit einer Region oder der dort lebenden Bevölkerung gegenüber Krisen – hier insbesondere Umwelt- oder Entwicklungskrisen – messen kann.

Landschaftsnutzungstypen sind idealisierte Nutzungstypen von Landschaften und ihren Ökosystemen. Der Beirat unterscheidet drei verschiedenen Typen (Kap. E 3.3.1):

(1) Landschaftsnutzungstyp „N“ (Typ „Naturschutz“, Prinzip „Schutz vor Nutzung“). Hier handelt es sich um eine aus biologisch-ökologischer Sicht bedeutsame Landschaft, die sich z. B. dadurch auszeichnet, daß sie große biologische Vielfalt mit vielen endemischen, seltenen oder bedrohten Arten aufweist (↬ Brennpunkt biologischer Vielfalt). Den Schutzinteressen kommt in diesem Fall eine vorrangige Bedeutung zu, exploitative wirtschaftliche Nutzung muß zurückstehen.

(2) Landschaftsnutzungstyp „W“ (Typ „Wirtschaftliche Nutzung“, Prinzip „Schutz trotz Nutzung“). Dieser Landschaftsnutzungstyp zeichnet sich durch eine besonders gute wirtschaftliche Nutzbarkeit aus (z. B. hoher landwirtschaftlicher Ertrag bei Gunstböden). Bei diesem Typ dominieren die wirtschaftlichen Nutzungsinteressen. Durch die Einhaltung von ↬ Leitlinien muß die Nachhaltigkeit der Nutzung auf den Flächen sichergestellt werden.

(3) Landschaftstyp „M“ (Typ „Mittleres Schutzerfordernis“, Prinzip „Schutz durch Nutzung“). Kennzeichnend für diesen Landschaftsnutzungstyp ist die mittlere Position zwischen den beiden zuerst beschriebenen Typen „N“ und „W“. Sowohl das Schutzerfordernis als auch das wirtschaftliche Nutzungsinteresse liegen in einem mittleren Bereich. Landschaften diesen Typs eignen sich dazu, sowohl Schutz- als auch Nutzungsziele in einem integrierten Ansatz zu verfolgen.

Leitlinien sind Managementregeln für die Landnutzung, die Nachhaltigkeit vor allem auf den intensiv genutzten Flächen (↬ Landschaftsnutzungstyp „Wirtschaftliche Nutzung“) sicherstellen sollen.

Leitplanken grenzen im ↬ Syndromkonzept den Entwicklungsraum des Mensch-Umwelt-Systems von den Bereichen ab, die unerwünschte oder gar katastrophale Entwicklungen repräsentieren und die daher vermieden werden müssen. Nachhaltige Entwicklungspfade verlaufen innerhalb des durch diese Leitplanken definierten Gebiets. In diesem Gutachten wird als Leitplanke vorgeschlagen, 10–20% der weltweiten Landfläche unter Naturschutz zu stellen.

Multifunktionelle Landnutzung ist ein Leitbild, das sich nicht überwiegend an der Produktion orientiert oder auf einzelne Komponenten oder Organismen beschränkt bleibt, sondern alle ↬ Ökosystemleistungen und -funktionen gleichberechtigt mit einbezieht (Kap. E 3.3.4.10). Die hochproduktive, industrielle Landnutzung soll mit Hilfe von ↬ Leitlinien nachhaltig, umweltschonend und sozialverträglich gestaltet werden. Dabei müssen z. B. die von intensiv genutzten Ökosystemen ausgehenden Belastungen terrestrischer und aquatischer Nachbarsysteme sowie des Grundwassers und der Atmosphäre berücksichtigt werden. Die Multifunktionelle Landnutzung kann als Umsetzung des ↬ Ökosystemansatzes in der hochproduktiven, intensiven Land- und Forstwirtschaft angesehen werden.

Nachhaltige Entwicklung (oder „zukunftsfähige Entwicklung“, „dauerhaft-umweltverträgliche Entwicklung“, „sustainable development“) wird meist als ein umwelt- und entwicklungspolitisches Konzept verstanden, das durch den Brundtland-Bericht formu-

liert und auf der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro weiterentwickelt wurde. Demokratische Entscheidungs- und Umsetzungsprozesse sollen dabei eine ökologisch, ökonomisch und sozial dauerhafte Entwicklung fördern und die Bedürfnisse zukünftiger Generationen berücksichtigen. Der Beirat bietet mit seinem ↪ Syndromkonzept einen Ansatz zur Operationalisierung dieses komplexen Begriffs.

Nettoprimärproduktion (NPP) ist ein Maß für das Pflanzenwachstum (Erhöhung der Biomasse) und wird aus der Menge an Kohlenstoff errechnet, die grüne Pflanzen mit Hilfe der Photosynthese aufnehmen, abzüglich der Respiration. NPP ist u. a. ein Indikator für die Reaktion der Vegetation auf Klimaänderungen und die Erhöhung der atmosphärischen Kohlendioxidkonzentration.

Nichtheimische Arten (oder „gebietsfremde Arten", „invasive Arten", „alien species") sind Arten, die seit der Neuzeit entweder durch Aktivitäten des Menschen – gewollt oder ungewollt – in vorher nicht besiedelte Gebiete eingeführt wurden oder selbständig eingewandert sind (Kap. E 3.6). Mit Beginn der Neuzeit setzte ein bisher nicht dagewesener weltweiter Austausch an Faunen- und Florenelementen ein, der zum Transfer von Organismen in Regionen weit außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgrenzen führte. Die Einbringung nichtheimischer Arten ist – nach dem Verlust von Lebensräumen infolge Landnutzungsänderung – weltweit betrachtet die wichtigste Bedrohung für die biologische Vielfalt.

Ökosystem ist das Wirkungsgefüge von Lebensgemeinschaft und unbelebter Umwelt als charakteristische, räumlich abgrenzbare Einheit. Die ökologischen Grundkomponenten sind die Produzenten (meist grüne Pflanzen, aber auch Mikroorganismen), Konsumenten (Tiere und Mikroorganismen, die sich von organischer Substanz ernähren) und Destruenten (Mikroorganismen und Tiere, die organische Substanz abbauen). Sie sind durch Nahrungsketten und -netze miteinander verbunden, mit deren Hilfe die von den Produzenten aufgenommene Energie weitergegeben wird. Ein weiteres wesentliches Merkmal von Ökosystemen ist die Umsetzung von Nährelementen und anderen Stoffen in biogeochemischen Kreisläufen.

Ökosystemarer Ansatz (oder Ökosystemansatz) ist ein grundlegendes Konzept für die Umsetzung der Biodiversitätskonvention und des ↪ bioregionalen Managements, auf das häufig Bezug genommen wird. Dennoch gibt es derzeit weder eine allgemein anerkannte Definition noch eine einhellige Auffassung über die Inhalte. Eine vorläufige Beschreibung lautet: Im Ökosystemansatz soll die Nutzung biologischer Ressourcen oder deren Beeinflussung auf der Anwendung geeigneter wissenschaftlicher Erkenntnisse und Methodiken fußen, die sich im wesentlichen auf die Ökosystemebene beziehen. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf der Berücksichtigung komplexer systemarer Effekte, nichtlinearer Dynamiken, Zeitverzögerungen, Schwellwerten, Diskontinuitäten und ähnlicher typischer Eigenschaften von Ökosystemen. Der Mensch wird dabei als integraler Bestandteil von Ökosystemen aufgefaßt. Eine wichtige Strategie des Ökosystemansatzes ist das ↪ adaptive Management.

Ökosystemleistung bezeichnet den Zusammenhang von Ökosystemen und menschlicher Nutzung (Kasten D 2.5-1). Mit der Wertschätzung verwandeln sich ursprünglich wertfreie ökologische Strukturen, Funktionen oder Prozesse in Produkte und Dienstleistungen. Die Menschheit ist auf eine Vielzahl von ökologischen Produkten und Leistungen angewiesen, die nicht durch technische Mittel ersetzbar sind. Dies sind nicht nur marktfähige Produkte aus Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, sondern es geht u. a. auch um Regelungsleistungen (z. B. Klima, Wasserkreislauf, biogeochemische Kreisläufe, Bodenbildung und -schutz) und um Ökosystemleistungen für die menschliche Lebensqualität (Naherholung, Naturerlebnis, Ökosysteme als Kulturträger usw.).

Ökotourismus ist eine Form des Naturtourismus, die negative Umweltauswirkungen und sozio-kulturelle Veränderungen zu minimieren sucht, zur Finanzierung von Schutzgebieten und Schutzmaßnahmen beiträgt sowie Einkommensmöglichkeiten für die lokale Bevölkerung schafft (Kap. E 3.7).

***On-farm* -Erhaltung** ist eine Strategie zur ↪ *In-situ* -Erhaltung von ↪ Agrarbiodiversität durch gezielte Förderung traditioneller Landwirtschaft, die sich durch große Vielfalt im Anbau auszeichnet. Dabei geht es nicht um die bloße Konservierung des *status quo*, sondern es wird das Fortwirken traditionell-anthropogener und natürlicher Selektionsprozesse unterstützt, was bei ↪ *Ex-situ* -Erhaltung nicht möglich ist.

Sorte ist die unterste Kategorie von Nutzpflanzen, die sich durch unterscheidbare Merkmale auszeichnet und unverändert vermehrt werden kann. So haben die Pflanzenzüchter z. B. tausende Kartoffelsorten mit unterschiedlichsten Eigenschaften hervorgebracht, die jedoch alle derselben Art angehören: *Solanum tuberosum* . Sorten können (z. B. durch das deutsche Sortenschutzgesetz) gesetzlich geschützt werden, so daß der Züchter einer Sorte auch die Vermarkungsrechte hat.

Syndrome des Globalen Wandels bezeichnen funktionale Muster von krisenhaften Beziehungen zwischen Mensch und Umwelt, die sich im Raum manifestieren. Es sind charakteristische, global relevante Konstellationen natürlicher und anthropogener ↪ Trends des Globalen Wandels sowie der Wechselwirkungen zwischen ihnen. Jedes Syndrom ist, in Analogie zur Medizin, ein „globales Krankheitsbild"; es

stellt einen anthropogenen Ursache-Wirkungs-Komplex mit spezifischen Umweltbelastungen dar und bildet somit ein eigenständiges Muster der Umweltdegradation. Syndrome greifen über einzelne Sektoren wie Wirtschaft, Biosphäre oder Bevölkerung hinaus, aber auch über einzelne Umweltmedien wie Boden, Wasser oder Luft. Syndrome haben immer einen direkten oder indirekten räumlichen Bezug zu Naturressourcen. Ein Syndrom läßt sich in der Regel in mehreren Regionen der Welt unterschiedlich stark ausgeprägt identifizieren. In einer Region können mehrere Syndrome gleichzeitig auftreten.

Syndromkonzept ist ein vom Beirat entwickeltes wissenschaftliches Konzept zur transdisziplinären Beschreibung und Analyse des Globalen Wandels. Wesentliche Elemente des Syndromkonzepts sind neben den ↬ Syndromen das ↬ Globale Beziehungsgeflecht, bestehend aus ↬ Trends und ihren Wechselwirkungen, und die ↬ Leitplanken.

Taxonomie ist die Wissenschaft der Identifizierung, Beschreibung, Nomenklatur und Klassifizierung lebender oder ausgestorbener Organismen in einem hierarchischen System.

Trends des Globalen Wandels sind im ↬ Syndromkonzept Phänomene in Gesellschaft und Natur, die für den Globalen Wandel relevant sind und ihn charakterisieren. Es handelt sich dabei um veränderliche oder prozeßhafte Größen, die qualitativ bestimmbar sind, wie etwa die Trends „Bevölkerungswachstum", „verstärkter Treibhauseffekt", „wachsendes Umweltbewußtsein" oder „medizinischer Fortschritt".

Werte der Biosphäre (bzw. „Werte biologischer Vielfalt") sind die verschiedenen Wertkategorien, die z. B. für eine ↬ Bewertung biosphärischer Leistungen grundlegend sind (Kap. H 5.4). Der Beirat unterscheidet im wesentlichen fünf Wertkategorien:
(1) Funktionswert, also die vielfältigen ↬ Ökosystemleistungen, die die Biosphäre für den Menschen erbringt (z. B. biogeochemische Kreisläufe, Flutkontrolle, Bodenschutz);
(2) Wirtschaftlicher Nutzwert, also die Ökosystemleistungen für Produktions- oder Konsumzwecke (z. B. Nahrung, Holz, Erholung, Naturerlebnis);
(3) Symbolwert, also eine ästhetische, religiöse oder anderweitig kulturell geprägte Zuordnung von Sinngehalten an natürliche Phänomene (z. B. heilige Bäume, Wappentiere);
(4) Existenzwert, also der Nutzen durch das bloße Wissen um die Existenz bzw. Erhaltung biologischer Vielfalt, ohne sie persönlich in Anspruch zu nehmen;
(5) Optionswert, also die Möglichkeit einer künftigen Realisierung eines Wertes der 4 anderen Kategorien (z. B. möglicher Nutzen einer ↬ genetischen Ressource für die Medizin der Zukunft).

Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen

N

Der Wissenschaftliche Beirat
Prof. Dr. Hans-Joachim Schellnhuber, Potsdam (Vorsitzender)
Prof. Dr. Dr. Juliane Kokott, St. Gallen (Stellvertretende Vorsitzende)
Prof. Dr. Friedrich O. Beese, Göttingen
Prof. Dr. Klaus Fraedrich, Hamburg
Prof. Dr. Paul Klemmer, Essen
Prof. Dr. Lenelis Kruse-Graumann, Hagen
Prof. Dr. Christine Neumann, Göttingen
Prof. Dr. Ortwin Renn, Stuttgart
Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze, Jena
Prof. Dr. Max Tilzer, Konstanz
Prof. Dr. Paul Velsinger, Dortmund
Prof. Dr. Horst Zimmermann, Marburg

Assistentinnen und Assistenten der Beiratsmitglieder
Dr. Arthur Block, Potsdam
Dr. Astrid Bracher, Bremerhaven (ab 1.4.99)
Dipl.-Geogr. Gerald Busch, Göttingen
Referendar-jur. Corinna Erben, Heidelberg
Dipl.-Ing. Mark Fleischhauer, Dortmund
Dr. Dirk Hilmes, Göttingen
Andreas Klinke, M.A., Stuttgart
Dipl.-Psych. Dörthe Krömker, Hagen
Dipl.-Geogr. Jacques Léonardi, Hamburg
Referendar-jur. Markus Böckenförde, Heidelberg (bis 31.8.99)
Dr. Heike Mumm, Konstanz (bis 31.3.99)
Dipl.-Biol. Martina Mund, Jena (bis 30.4.99)
Dipl.-Volksw. Thilo Pahl, Marburg
Dipl.-Geoökol. Christiane Plötz, Bayreuth (ab 1.5.99)
Dr. Rüdiger Wink, Bochum

Geschäftsstelle des Wissenschaftlichen Beirats, Bremerhaven*
Prof. Dr. Meinhard Schulz-Baldes (Geschäftsführer)
Dr. Carsten Loose (Stellvertretender Geschäftsführer)
Dr. Frank Biermann, LL.M.
Dr. Ursula Fuentes Hutfilter (bis 18.4.99)
Dr. Georg Heiss (ab 15.6.99)
Vesna Karic-Fazlic
Ursula Liebert
Dr. Benno Pilardeaux
Martina Schneider-Kremer, M.A.
Dipl.-Pol. Jessica Suplie

* Geschäftsstelle WBGU
Reichpietschufer 60–62
D-10785 Berlin

Tel. 030-26 3948 0
Fax: 030-263948 50
Email: wbgu@wbgu.de
Internet: http://www.wbgu.de/

Gemeinsamer Erlaß zur Errichtung des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen (8. April 1992)

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der globalen Umweltveränderungen und ihrer Folgen und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein wissenschaftlicher Beirat „Globale Umweltveränderungen“ bei der Bundesregierung gebildet.

§ 2

(1) Der Beirat legt der Bundesregierung jährlich zum 1. Juni ein Gutachten vor, in dem zur Lage der globalen Umweltveränderungen und ihrer Folgen eine aktualisierte Situationsbeschreibung gegeben, Art und Umfang möglicher Veränderungen dargestellt und eine Analyse der neuesten Forschungsergebnisse vorgenommen werden. Darüberhinaus sollen Hinweise zur Vermeidung von Fehlentwicklungen und deren Beseitigung gegeben werden. Das Gutachten wird vom Beirat veröffentlicht.

(2) Der Beirat gibt während der Abfassung seiner Gutachten der Bundesregierung Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus diesem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

(3) Die Bundesregierung kann den Beirat mit der Erstattung von Sondergutachten und Stellungnahmen beauftragen.

§ 3

(1) Der Beirat besteht aus bis zu zwölf Mitgliedern, die über besondere Kenntnisse und Erfahrung im Hinblick auf die Aufgaben des Beirats verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Beirats werden gemeinsam von den federführenden Bundesminister für Forschung und Technologie und Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit den beteiligten Ressorts für die Dauer von vier Jahren berufen. Wiederberufung ist möglich.

(3) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich ihr Ausscheiden aus dem Beirat erklären.

(4) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen.

§ 4

(1) Der Beirat ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

(2) Die Mitglieder des Beirats dürfen weder der Regierung noch einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen

Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des Öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentant eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein, oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftbesorgungsverhältnis stehen. Sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Beirats eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 5

(1) Der Beirat wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden und einen stellvertretenden Vorsitzenden für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Beirat gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung der beiden federführenden Bundesministerien.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 6

Der Beirat wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt, die zunächst bei dem Alfred-Wegener-Institut (AWI) in Bremerhaven angesiedelt wird.

§ 7

Die Mitglieder des Beirats und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratung und die vom Beirat als vertraulich bezeichneten Beratungsunterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Beirat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Beirats erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Die Höhe der Entschädigung wird von den beiden federführenden Bundesministerien im Einvernehmen mit dem Bundesminister der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Beirats und seiner Geschäftsstelle tragen die beiden federführenden Bundesministerien anteilig je zur Hälfte.

Dr. Heinz Riesenhuber
Bundesminister für Forschung und Technologie

Prof. Dr. Klaus Töpfer
Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Anlage zum Mandat des Beirats

Erläuterung zur Aufgabenstellung des Beirats
gemäß § 2 Abs. 1

Zu den Aufgaben des Beirats gehören:

1. Zusammenfassende, kontinuierliche Berichterstattung von aktuellen und akuten Problemen im Bereich der globalen Umweltveränderungen und ihrer Folgen, z. B. auf den Gebieten Klimaveränderungen, Ozonabbau, Tropenwälder und sensible terrestrische Ökosysteme, aquatische Ökosysteme und Kryosphäre, Artenvielfalt, sozioökonomische Folgen globaler Umweltveränderungen.
   In die Betrachtung sind die natürlichen und die anthropogenen Ursachen (Industrialisierung, Landwirtschaft, Übervölkerung, Verstädterung etc.) einzubeziehen, wobei insbesondere die Rückkopplungseffekte zu berücksichtigen sind (zur Vermeidung von unerwünschten Reaktionen auf durchgeführte Maßnahmen).
2. Beobachtung und Bewertung der nationalen und internationalen Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der globalen Umweltveränderungen (insbesondere Meßprogramme, Datennutzung und -management etc.).
3. Aufzeigen von Forschungsdefiziten und Koordinierungsbedarf.
4. Hinweise zur Vermeidung von Fehlentwicklungen und deren Beseitigung.

Bei der Berichterstattung des Beirats sind auch ethische Aspekte der globalen Umweltveränderungen zu berücksichtigen.

Index O

Index O

O **Index**

O **Index**

L

M

N

O **Index**

T

U

O **Index**



Druck: MuK. Medien- und Kommunikations GmbH, Berlin
Vertrieb: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn, Telefon: 02 28 / 3 82 08 40, Telefax: 02 28 / 3 82 08 44
ISSN 0722-8333